

7.5 Schutz vor Abtrag und Überflutung

NICOLA FOHRER, Kiel und PETER FIENER, Köln

7.5 Schutz vor Abtrag und Überflutung

Zusammenfassung

1	Einleitung.	1
2	Schutzmaßnahmen in der Land- und Forstwirtschaft.	2
2.1	Flächenhafte Schutzmaßnahmen	2
2.1.1	Schutzmaßnahmen auf Ackerflächen	3
2.1.1.1	Fruchtfolgen.	3
2.1.1.2	Mulchen und reduzierte Bodenbearbeitung . .	3
2.1.2	Schutzmaßnahmen bei landwirtschaftlichen Dauerkulturen	5
2.1.3	Schutzmaßnahmen auf Grünland und im Wald	5
2.2	Umgestaltung von Hang- bzw. Schlageinteilung	7
2.3	Lineare und punktuelle Schutzmaßnahmen . .	7
2.3.1	Lineare Landschaftselemente zum Schutz von Wasser- und Winderosion.	8
2.3.1.1	Schutz vor Wassererosion durch lineare Landschaftselemente	8
2.3.1.2	Schutz vor Winderosion durch lineare Landschaftselemente	10
2.3.2	Dezentrale Retentionsbereiche auf landwirtschaftlich genutzten Flächen	10
2.4	Kombination von Schutzmaßnahmen auf Landschaftsebene.	12
3	Schutzmaßnahmen auf Verkehrs-, Siedlungs- und Sonderflächen	14
3.1	Schutzmaßnahmen im urbanen Bereich	14
3.2	Technische und ingenieurbio-logische Schutzmaßnahmen bei besonderen Schutzgütern	16
3.2.1	Bauliche Maßnahmen	16
3.2.2	Aufbringung von Bedeckungsmaterialien . .	16
3.2.3	Zusatz von synthetischen Substanzen zur Gefügestabilisierung.	17
4	Schutzmaßnahmen in und entlang von Fließgewässern	18
4.1	Schutz des Gewässers vor Offsite-Schäden . .	18
5	Literatur.	19

7.5 Schutz vor Abtrag und Überflutung

NICOLA FOHRER, Kiel und PETER FIENER, Köln

Zusammenfassung

Schutzmaßnahmen vor Abtrag und Überflutung werden sowohl durch das Bundesbodenschutzgesetz als auch durch die EG-Wasserrahmenrichtlinie gefordert, um Schaden von Böden und Gewässern abzuwenden. Diskutiert werden dabei Schutzmechanismen sowohl gegen Wasser- als auch gegen Winderosion. Geeignete Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen werden im folgenden Kapitel differenziert nach Flächennutzung vorgestellt. Dabei werden für land- und forstwirtschaftliche Flächen flächenhafte, landschaftsstrukturelle sowie lineare und punktförmige Maßnahmen unterschieden, die entweder auf den Schutz des Bodens vor Abtrag, den Rückhalt von Sediment oder auf die Retention von Oberflächenabfluss abzielen. Bei flächenhaften Maßnahmen wird durch Bodenbedeckung über lebende Pflanzen oder Mulchmaterial in erster Linie der Regentropfenaufschlag auf den Boden vermieden bzw. der Boden durch Pflanzenwurzeln stabilisiert und die Oberflächenrauigkeit erhöht. Für Ackerstandorte, Dauer- und Sonderkulturen werden Fruchtfolgen und Mulchverfahren ausführlich diskutiert. Bei Grünland wird das Weidemanagement thematisiert, während bei Waldflächen Verdichtung und Ernteverfahren im Fokus stehen. Umgestaltungen von Hängen und Flurstücken dienen der Reduktion der erosiven Hanglänge und sollen die Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses reduzieren, somit dessen Transportkapazität verringern und damit besonders zur Vermeidung von Abflusskonzentration und linearen Erosionsformen beitragen. Punktuelle und lineare Schutzmaßnahmen sind hauptsächlich auf den Schutz vor Offsite-Schäden und somit auf den Rückhalt bereits mobilisierten Materials gerichtet. Ziel ist es, Oberflächenabfluss zu bremsen und z. B. in Retentionsbereichen dezentral wieder zu versickern bzw. das transportierte Sediment zurückzuhalten.

Betrachtet man den Schutz vor Abtrag und Überflutung auf Landschaftsebene und nicht wie meist auf Einzelschlägen, so gilt es, effektive Maßnahmenpakete zu entwickeln, die in ihrer Wirkung aufeinander abgestimmt in der Landschaft positioniert werden müssen, um eine optimale Schutzwirkung zu erzielen. Die Konzeption solcher Maßnahmenbündel erfolgt unter Zuhilfenahme von räumlich differenzierten Erosionsmodellen.

Auf Verkehrs-, Siedlungs- und Sonderflächen wird vor allem das dezentrale Regenwassermanagement vorgestellt, während entlang von Verkehrswegen hauptsächlich ingenieurbiologische Maßnahmen zur Hangstabilisierung zum Tragen kommen. Bei gezielter Versickerung im urbanen Bereich muss immer gleichzeitig auch dem Grundwasserschutz Rechnung getragen werden. Für Fließgewässer wird sowohl der Bereich der Ufererosion angesprochen als auch Maßnahmen, die das Gewässer vor Stoffeintrag aus der umgebenden Fläche schützen sollen, wie insbesondere Uferandstreifen. Ausdrücklich ausgeschlossen von der Betrachtung sind in diesem Kapitel Maßnahmenbündel der Deich- und Küstenschutz sowie Überflutungen im Kontext von Hochwasserereignissen.

1 Einleitung

Verlagerung von Bodenmaterial durch Wasser- und Winderosion (vgl. Kapitel 6.3.1 und 6.3.2) sowie durch Hangrutschungen (s. a. BLUME et al., 2010, Ka-

pitel 14.3) führen zu erheblichen Schäden auf den vom Abtrag betroffenen Flächen und gleichermaßen zu Belastungssituationen bei der Wiederablagerung des bewegten Materials. Neben den Bodenpartikeln selbst bereiten besonders anhaftende Agrochemikalien Probleme am Ort der Ablagerung. Nach dem Bundesbodenschutzgesetz (vgl. Kapitel 7.1.1, § 4, Pflichten zur Gefahrenabwehr) sind Grundstückseigentümer dazu verpflichtet, Maßnahmen gegen schädliche Bodenveränderungen zu ergreifen und im Falle der landwirtschaftlichen Nutzung (§ 17) nach guter fachlicher Praxis Bodenabträge zu vermeiden und Strukturelemente wie Hecken, Feldgehölze, Feldraine und Ackerterrassen, die den Bodenschutz gegenüber Wasser- und Winderosion verbessern, zu erhalten. Ebenso soll eine gute bodenbiologische Aktivität erhalten und gefördert sowie eine ausreichende Zufuhr von organischer Substanz gewährleistet sein. Diese Maßnahmen fördern die Stabilität des Bodegefüges und können ebenfalls zum Schutz vor Abtrag und Überflutung dienen.

Neben dem Bundesbodenschutzgesetz ist die Boden-erosion bzw. der Eintrag von Sediment und daran anhaftenden Substanzen Gegenstand der „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“, der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL). Dies gilt insbesondere, da die Ende 2004 abgeschlossene Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der EG-WRRL für Oberflächengewässer in der Bundesrepublik gezeigt hat, dass in vielen landwirtschaftlich geprägten Regionen die Oberflächengewässer so stark durch Einträge von Sediment und Agrochemikalien über Boden-erosion belastet sind, dass die Erreichung der Ziele der EG-WRRL gefährdet sind. Diese diffusen stofflichen Belastungen verschlechtern den ökologischen Zustand von Oberflächengewässern mit schwerwiegenden Auswirkungen auf aquatische Lebensgemeinschaften. Geeignete Schutzmaßnahmen zur Vermeidung oder Verringerung des Partikeltransports sind Gegenstand des folgenden Kapitels. Dabei wird nach Flächennutzung und Art möglicher Schutzmaßnahmen differenziert.

2 Schutzmaßnahmen in der Land- und Forstwirtschaft

Zum Schutz vor Ab- und Austrag von Bodenmaterial und zur Reduktion des Oberflächenabflusses lassen sich in der Land- und Forstwirtschaft drei Ansätze ableiten, die optimalerweise kombiniert werden: (1) Schutzmaßnahmen, die die Bodenerosion durch Wasser und Wind sowie Abflussbildung auf den genutzten Flächen verringern, (2) eine Umgestaltung von Hang- bzw. Schlageinteilungen zur Verringerung der erosiven Hanglänge bzw. zur Reduktion der bodennahen Windgeschwindigkeit und (3) punktuelle und lineare Schutzmaßnahmen zur Vermeidung von Bodenaustrag und den damit einhergehenden Offsite-Schäden.

2.1 Flächenhafte Schutzmaßnahmen

Für die flächenhaften Schutzmaßnahmen ist die Bodenbedeckung mit lebendem oder abgestorbenem Pflanzenmaterial von wesentlicher Bedeutung, da diese direkt in das Prozessgefüge der Bodenerosion und der Abflussbildung eingreift. Eine ausreichende Bodenbedeckung (1) verhindert das direkte Aufschlagen von Regentropfen auf der Bodenoberfläche und damit die Bodenverschlammung und -verkrustung (FOHRER et al., 1999) und erhält damit das Infiltrationsvermögen des Bodens, (2) reduziert die kinetische Energie des Niederschlages, die auf Bodenaggregate einwirkt, und verringert damit den Prozess der Regentropfen-erosion und (3) stabilisiert im Falle lebender Pflanzen den Boden durch die Wurzeln (DE BAETS et al., 2007; GYSSELS et al., 2005). Zusätzlich wird damit der organische Substanzgehalt des Bodens erhöht. Dies fördert das Bodenleben und wirkt stabilisierend auf Bodenaggregate. Ebenso sorgt die Bedeckung mit Pflanzen für einen Schutz vor Austrocknung und erhöht die Rauigkeit an der Bodenoberfläche. Damit reduziert sich zusätzlich die Anfälligkeit gegenüber Winderosion (CHEPIL und WOODRUFF, 1963). Gegen Massenversatz am Hang bietet eine dichte Pflanzendecke mit ausgeprägtem Wurzelwerk guten Schutz. Bei besonders gefährdeten Hängen kommen ingenieurbioologische Maßnahmen wie der Lebendverbau von Pflanzen zur Bodenfestigung über deren Wurzelwerk zum Einsatz (BLUME et al., 2010, Kapitel 32.3).

Erosionsgefährdete Flächen sollten idealerweise ganzjährig bedeckt sein. Ist dies nicht möglich, sollte bei der Planung von Schutzmaßnahmen gegen Was-

sererosion der Jahresgang von Niederschlagsmenge und -intensität berücksichtigt und in Phasen hoher Regenerosivität für eine Bedeckung des Bodens gesorgt werden. Die Saisonalität der Erosivität ist oftmals sehr ausgeprägt und steht in engem Zusammenhang mit konvektiven Niederschlägen. Zum Schutz vor Winderosion sind eine dauerhafte Bodenbedeckung und die damit einhergehende Erhöhung der Rauigkeit an der Bodenoberfläche ebenso von großer Bedeutung. Ist ein ganzjähriger Schutz nicht möglich, ist vor allem in Phasen erhöhter Windgeschwindigkeiten und geringer Bodenfeuchte auf ausreichende Bedeckung zu achten.

Der Einfluss der Bodenbedeckung auf die Bodenerosion durch Wasser wurde für eine Vielzahl von Nutzungsformen und Umweltbedingungen untersucht (GREEN et al., 1994; LANG, 1979; MOORE et al., 1979; NORTON et al., 1985; ROTH, 1992; SNELDER und BRYAN, 1995; STURGUL et al., 1990; ZUAZO et al., 2006). Einen zusammenfassenden Überblick geben GYSSELS et al. (2005) sowie ZUAZO und PLEGUEZUELO (2008). Im Wesentlichen zeigen die Studien, dass bereits ab einer relativ geringen Bodenbedeckung eine deutliche Abnahme des Abtrags erzielt wird. Der gemessene Zusammenhang zwischen Bodenbedeckung und relativem Abtrag auf Ackerflächen kann durch eine negative Exponentialfunktion (Gl. 1) beschrieben werden. Ähnliche Ansätze gibt es auch für die Winderosion (z. B. FRYREAR, 1985). Bei forstwirtschaftlichen Flächen ist zwischen einer Bedeckung durch das Kronendach und des Unterwuchses zu unterscheiden, wobei zudem die Höhe des Kronendachs (Abtropfhöhe) zu berücksichtigen ist.

$$Er = e^{-bc} \quad (1)$$

wobei Er der relative Bodenabtrag im Vergleich zu einer unbedeckten Bodenoberfläche ist (%), c ist die relative Bodenbedeckung (%) und b ist ein Koeffizient, der von den Bedeckungs- und Bodeneigenschaften abhängt.

Auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen kann der Bodenabtrag wesentlich durch ein geeignetes Management der Bodenbedeckung, durch die Kulturpflanzen und durch Pflanzenreste auf der Bodenoberfläche gesteuert werden. Zusätzlich kann durch geeignete Bodenbearbeitung die Rauigkeit der Bodenoberfläche beeinflusst und damit die Anfälligkeit für Wasser- und Winderosion reduziert sowie das Infiltrationsvermögen gezielt gefördert werden.

2.1.1 Schutzmaßnahmen auf Ackerflächen

Die Erhöhung der Bodenbedeckung bzw. der Bodenbedeckungsdauer ist ein wesentlicher Aspekt bodenschonender Bewirtschaftung von Ackerschlägen, wie es beispielsweise auch zur Umsetzung der Bestimmungen des „Cross Compliance“, der Verknüpfung von Prämienzahlungen mit der Einhaltung von Umweltstandards (DirektZahlVerpflVG + DirektZahlVerpflVO 2004), gefordert wird. Auf Ackerflächen gibt es eine Reihe von Möglichkeiten, den Bodenbedeckungsgrad zu erhöhen. Zu den wichtigsten gehören eine angepasste Fruchtfolge mit Zwischenfruchtanbau, ein optimiertes Mulchmanagement durch z. B. reduzierte Bodenbearbeitung oder das Aufbringen von Mulchmaterial. Dabei kommt der Einsatz von Zwischenfrüchten nur dann infrage, wenn Wasser kein limitierender Produktionsfaktor ist.

2.1.1.1 Fruchtfolgen

Die Auswahl erosionsmindernder Fruchtfolgen und die damit im Zusammenhang stehende Nutzungsintensität sollte standortspezifisch erfolgen, wobei pflanzenbauliche, phytosanitäre, bodenkundliche, wasserwirtschaftliche und nicht zuletzt ökonomische Aspekte von Bedeutung sind (vgl. Kapitel 4.2.2). Die Anzahl der Fruchtfolgeglieder schwankt in der landwirtschaftlichen Praxis erheblich zwischen reinen Monokulturen, die nur bei relativ selbstverträglichen Kulturen (z. B. Mais, Roggen) möglich sind, und sechs- bis siebenjährigen Fruchtfolgen, beispielsweise im ökologischen Landbau. Für den Schutz vor Bodenerosion durch Wasser und Wind sind Fruchtfolgen so anzulegen, dass Zeiten geringer Bodenbedeckung im Jahresverlauf möglichst kurz sind und außerhalb der niederschlags- oder windreichen Zeit liegen. Während der Vegetationsperiode ist die Bodenbedeckung der einzelnen Kulturarten in der Regel bereits optimiert, da die oberirdische Biomasse mit angestrebten hohen Erträgen korreliert. Einfluss kann folglich vor allem durch die Auswahl von Kulturarten mit langer Vegetationsperiode (z. B. Wintergetreide) und zu Beginn der Vegetationsperiode bei geringer Bedeckung genommen werden. Reihenkulturen wie Mais, Rüben und Kartoffeln erlauben bei ausreichender Wasserverfügbarkeit Untersaaten, um den Zeitraum geringer Bodenbedeckung zwischen Aussaat bzw. Pflanzung und Reihenschluss zu verringern. Getreidearten sind günstiger einzustufen als

Reihenkulturen, wobei zu berücksichtigen ist, dass Sommergetreide nur etwa drei Monate lang eine ausreichende Bedeckung bieten. Demgegenüber sind Wintergetreide effektiver, da diese je nach Kulturart bereits im Herbst eine ausreichende Bedeckung aufbauen. Winterroggen und -gerste sind dabei günstiger als Winterweizen. Vereinfacht kann man nach FELDWISCH und SCHULTHEISS (1999) folgende Abstufung nach Erosions- und Abflusspotenzial unterschiedlicher Ackerfrüchten vornehmen: Feldfutter < Wintergetreide/Winterraps < Sommergetreide < Reihenkulturen mit Untersaat < Reihenkulturen ohne Untersaat.

Dabei ist für jede einzelne Kulturart innerhalb einer Fruchtfolge zu beachten, dass deren Erosionsanfälligkeit auch durch die Vorfrucht beeinflusst wird. Selbst bei optimierter Fruchtfolge ist nur während eines relativ kurzen Zeitraums des Jahres ein geschlossener Pflanzenbestand vorhanden. Dieser Zeitraum kann durch geeignete Zwischenfrüchte, die entweder im Herbst nach einer Hauptkultur oder im Frühjahr als Untersaat gesät werden können, verlängert werden (Abb. 1). Einen Überblick zur Vielzahl an möglichen Zwischenfrüchten und deren Funktionalität geben FELDWISCH und SCHULTHEISS (1999).

2.1.1.2 Mulchen und reduzierte Bodenbearbeitung

Reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaatverfahren bieten wirksamen Schutz vor Bodenerosion durch Wasser und Wind (vgl. Kapitel 6.2.1). Auch das Belassen von Pflanzenresten auf der Bodenoberfläche oder das Aufbringen von Ernteresten steigert die Bodenbedeckung, reduziert die auf den Boden auftreffende kinetische Energie der Regentropfen und vermindert damit die Abflussbildung und flächenhafte und lineare Erosionsformen (BRUNOTTE et al., 1995; BRUNOTTE und SOMMER, 1995). Zusätzlich fördert das Einbringen von organischem Material das Infiltrationsvermögen des Bodens durch eine Erhöhung der Aggregat- und Gefügestabilität. Eine gemulchte Bodenoberfläche hat zudem eine höhere hydraulische Rauigkeit und verhindert damit wirksam die Abflusskonzentration in bevorzugten Fließbahnen. Das Mulchmaterial verhindert bzw. verlangsamt die Austrocknung der Bodenoberfläche. Die höhere Rauigkeit und das Verhindern der Austrocknung reduziert ebenfalls das Risiko für Winderosion. Die Schutzwirkung von Mulch und/oder verminderter Bodenbearbeitung gegenüber Winderosion wurde in einer Vielzahl von Studien untersucht (z. B. SIDDOWAY et al.,

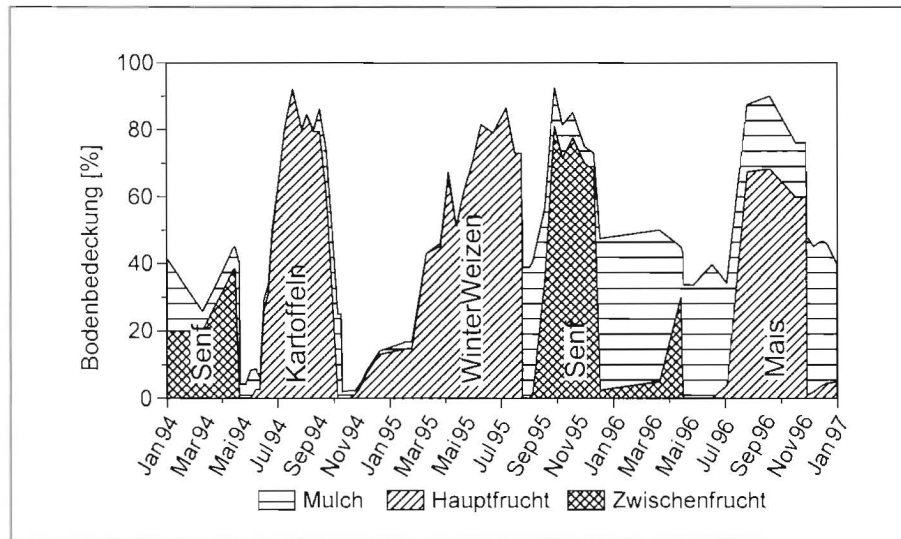


Abb. 1: Mittlere Bodenbedeckung zweier Ackerschläge mit der Fruchtfolge Winterweizen/Kartoffeln/Winterweizen/Mais und der Zwischenfrucht Ackersenf (1994–1996); Gebiet liegt im Terriärhügelland in Süddeutschland; Bedeckung ermittelt an drei Punkten je Feld in zweiwöchentlichen Messungen während der Vegetationsperiode, vierwöchentlichen Messungen im restlichen Jahr und Messungen nach jeder Bodenbearbeitung (verändert nach FIENER et al., 2008).

1965; LYLES und ALLISON, 1981; FRYREAR, 1985; FUNKE, 1995; LÓPEZ et al., 2000). Die Wirksamkeit von Mulchmaterial zur Verringerung der Windgeschwindigkeit hängt dabei von der Menge und der Qualität des Mulchmaterials ab (NORDSTROMA und HOTTA, 2004). Ein wesentlicher Unterschied besteht nach HAGEN (1996) zwischen Mulchmaterial, das auf der Bodenoberfläche liegt, und stehenden Pflanzenstopeln. Letztere reduzieren die Windgeschwindigkeit, je nach Schnitthöhe, bereits einige Zentimeter über der Bodenoberfläche erheblich.



Abb. 2: Unterschiedliche Mulchbedeckung bei konventioneller Bodenbearbeitung (links) und bei Direktsaatverfahren (rechts); die Auswirkungen auf die Erosions- und Abflussdisposition sind anhand der Oberbodenverschlämzung bei konventioneller Bewirtschaftung erkenntlich (Bild: Karl Auerswald).

Die Menge an Mulchmaterial auf der Bodenoberfläche hängt neben der Zusammensetzung des Ausgangsmaterials aus Haupt- bzw. Zwischenfrucht vor allem von der Bodenbearbeitung ab. Während bei wendender Bodenbearbeitung Pflanzenreste fast vollständig eingearbeitet werden, verbleiben bei pflugloser Bearbeitung relative große Mengen an der Bodenoberfläche (Abb. 2). Es kommen in Reihen- bzw. Sonderkulturen zum Teil auch perforierte Folien aus biologisch abbaubarem Kunststoff als Mulchmaterial zum Schutz vor Wind- und Wassererosion zum Einsatz. Dabei werden weitere Vorteile wie Evaporationschutz, Unkrautunterdrückung und Verfrühung der Ernte bei Folieneinsatz genutzt.

Die reduzierte Bodenbearbeitung kann in zwei Kategorien eingeteilt werden: (1) die konservierende Bodenbearbeitung, bei der die Grundbodenbearbeitung mit nicht wendenden Bearbeitungsgeräten wie z. B. Grubber oder Eggen durchgeführt wird, und (2) die Direkt- oder Mulchsaat, bei der auf eine Grundbodenbearbeitung völlig verzichtet wird. Zahlreiche Studien (LEYS et al., 2007; MCGREGOR et al., 1975; OWENS et al., 2002; PESANT et al., 1987; SHIPITALO und EDWARDS, 1998) zeigen bei unterschiedlich ausgeprägtem Grad der konservierenden Bodenbearbeitung, dass mit Reduzierung des Bodeneingriffs eine deutliche Abnahme der Wassererosion erfolgt (Abb. 3). Ähnliches gilt auch für Winderosion, wobei hier vor allem die Verbesserung der Aggregatstabilität, die Bodenfeuchte des Oberbodens, dessen Rauigkeit und das Mulchmanagement von Bedeutung sind. Zur Umsetzung der bodenschonenden oder pfluglosen Bewirtschaftung in die Praxis wurden in

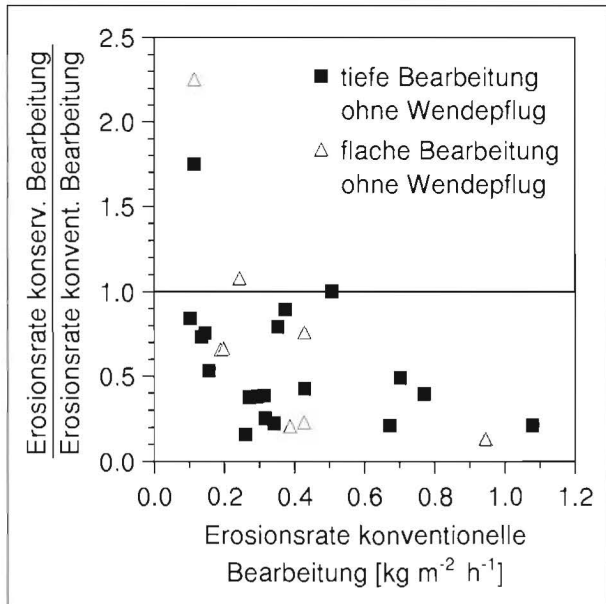


Abb. 3: Verhältnis zwischen der Bodenerosionsrate auf konservierend (ohne Wendepflug) und konventionell (mit Wendepflug) bewirtschafteten Kleinplots ($\sim 0.73 \text{ m}^2$) nach Niederschlagssimulationen von 30 bzw. 60 min mit einer Intensität von 45 mm h^{-1} ; jeder Datenpunkt ist das Ergebnis von wiederholten Beregnungen (ca. 180) eines Tages bei drei Replikaten; die Beregnungen wurden im Belgischen Lössgürtel 5–68 Tage nach dem Einsäen bzw. Pflanzen von Mais und Zuckerrüben durchgeführt (Abbildung verändert nach LEYS et al., 2007).

Deutschland vor allem über die entsprechenden landwirtschaftlichen Landesämter und die Bundesanstalt für Landwirtschaft (FAL) entsprechende Pilotprojekte initiiert und das Potenzial dieser Bewirtschaftungsmaßnahmen nachgewiesen (BRUNOTTE, 2007).

2.1.2 Schutzmaßnahmen bei landwirtschaftlichen Dauerkulturen

Bei mehrjährigen Kulturen wie Wein, Oliven, Obst oder auch Hopfen gilt wie auch bei einjährigen Kulturarten, dass eine erhöhte Bodenbedeckung und reduzierte Bodenbearbeitung den Oberflächenabfluss und die Bodenerosion durch Wasser deutlich verringern. Dieser Zusammenhang wurde für zahlreiche Wein- (ARNAEZ et al., 2007; BATTANY und GRISMER, 2000; GRIL et al., 1989; LANE et al., 2005; RICHTER, 1989, 1998) und Olivenanbaugebiete (DE GRAAFF et al., 2008; HERNÁNDEZ et al., 2005; LANE et al., 2005), die in Europa den Großteil der mehrjährigen Kulturen ausmachen, experimentell nachgewiesen.

Zur Erhöhung der Bodenbedeckung zwischen den Pflanzenreihen der mehrjährigen Kulturen steht eine Vielzahl von Techniken zur Verfügung, die vor allem im Kontext reduzierter Bodenbearbeitung oder von Untersaaten Erosionsschutz bieten. Diese umfassen einerseits das Aufbringen von Materialien wie Stroh, Kompost und Rindenmulch und andererseits das Anlegen geeigneter Untersaaten wie Gras- oder Gras-Leguminosenmischungen bzw. die Sukzession durch natürliche Vegetation. Permanente Vegetation, die bei Wassermangel gemulcht werden kann und die zur Erhöhung der organischen Substanz im Boden beiträgt, hat das größte Schutzpotenzial (GRIL et al., 1989). Diese permanente Vegetation hat zusätzliche Effekte, da die Ansaat von Leguminosen z. B. in Weinbergen die Qualität der Trauben durch zusätzliche Stickstoffverfügbarkeit beeinträchtigen kann bzw. die zusätzliche N-Fixierung bei der Bemessung der mineralischen Düngung berücksichtigt werden muss. Vor allem bei Sommertrockenheit kann eine Wasserkonkurrenz zur Hauptfrucht bestehen. Um diesen Problemen entgegenzuwirken, sind eine standortspezifische Auswahl entsprechender Vegetation und deren Bearbeitung nötig. Zur Vermeidung von Wasserkonkurrenz bietet sich Vegetation an, die einen kurzen phänologischen Zyklus aufweist, sodass diese zu Zeiten aufkommenden Wassermangels der Hauptfrucht kein Wasser mehr benötigt. Zudem kann aufkommende natürliche Vegetation im Frühjahr gemulcht werden, um weiteren Wasserverbrauch einzudämmen. Bei angepasstem Management (PARDINI et al., 2002) können so einerseits ein hoher Erosionsschutz und eine Abflussverminderung und andererseits stabile Erträge bei der Hauptkultur erzielt werden, wie dies beispielsweise HERNÁNDEZ et al. (2005) für unterschiedliche Schutzvegetation unter Oliven in einer fünfjährigen Studie in Spanien nachgewiesen haben. Voraussetzung für eine erfolgreiche Etablierung von Schutzvegetation unter Oliven ist die Sicherstellung einer unbehinderten Ernte. Darüber hinaus kann ein geeignetes Untersaatmanagement zusätzlichen Ertrag durch die Nutzung der Nebenkultur, z. B. zur Beweidung oder Futtermittelproduktion, einbringen.

2.1.3 Schutzmaßnahmen auf Grünland und im Wald

Bodenerosion tritt auf Dauergrünland in wesentlich geringerem Umfang auf als auf ackerbaulich genutzten Flächen (z. B. AUERSWALD et al., 2009; FOHRER et al., 2003). Durch die ganzjährige Bodenbedeckung



Abb. 4: Erosionsschäden auf Grünland, verursacht durch Schäden an der Grasnarbe durch Viehtritt im Bereich von Schattenbäumen (Kielstau-Einzugsgebiet, Östliches Hügelland, Schleswig-Holstein) (Foto: Jens Kiesel).

und den dichten Wurzelfilz ist die Bodenoberfläche vor Tropfenaufschlag und Partikelablösung geschützt. Dennoch können auf beweideten Flächen mit hohem Viehbesatz, besonders wenn die Grasnarbe durch Viehtritt geschädigt ist, punktuell erhebliche Bodenverlagerungen entstehen. Daher muss die Viehbesatzstärke der Belastbarkeit der Grasnarbe angepasst sein (BROWN und EVANS, 1973). Rotationsweiden mit kurzen Umtriebszeiten reduzieren ebenfalls das Risiko der Grasnarbenschädigung. Sollten bereits Schädigungen vorliegen, muss die Besatzzahl bzw. die Beweidungsdauer verringert werden. Die geschädigten Stellen sollten durch Einzäunung und Nachsaat temporär geschützt werden, bis sich wieder eine geschlossene Grasnarbe gebildet hat.

Ein direkter Zugang von Weidetieren in angrenzende Gewässer sollte durch Abzäunen vermieden werden, da hier Viehtritt den Uferbereich stark schädigt, Ufererosion fördert und zusätzlich Fäkalien direkt in das Gewässer eingetragen werden können. Ebenso besteht das Risiko der Parasitenaufnahme über Oberflächenwasser für die Weidetiere. Schattenbäume, Futterstellen oder Unterstände, die von den Tieren bevorzugt aufgesucht werden, sind auch bei geringen Besatzstärken von Trittschäden betroffen und oftmals Initialstellen für Bodenerosion (Abb. 4). Hier sollte der Untergrund besonders befestigt oder alternative Schattenplätze angeboten werden.

Erhöhtes Risiko besteht ebenfalls nach Grünlandumbruch bzw. nach Neuansaat oder bei Neuaufwuchs auf abgebrannten Flächen bis zur vollständigen Etablierung der Grasnarbe. Durch umbruchlose Grünlanderneuerung z. B. durch Über-, Bandfräs- oder Schlitzsaat kann die Erosionsgefahr erheblich gemindert werden. In semi-ariden und ariden Graslandgebieten mit lückiger Vegetation stellt das größte Risiko eine Überweidung in Kombination mit Trittschäden dar. Auch hier ist ein angepasstes Weidemanagement notwendig, um Erosionsschäden zu minimieren.

Wälder schützen im Allgemeinen durch den hohen Anteil an Niederschlagsinterzeption und eine dichte Kraut- oder Streuschicht gut vor Wassererosion und Überflutung. Winderosion tritt bei dichten Waldbeständen praktisch nicht auf. Steillagen werden oftmals zum Zweck des Schutzes vor Wassererosion wirkungsvoll aufgeforstet. Allerdings können lokal eng begrenzte Erosionsschäden an Forst- und Rückegassen auftreten, die durch Befahrung mit schwerem Gerät bei ungünstiger Witterung erheblich verdichtet und damit in ihrem Infiltrationsvermögen beeinträchtigt sein können (LUCE und WEMPLE, 2001; MEGAHAN et al., 2001; FRANSEN et al., 2001; SCHACK-KIRCHNER, 2010). Vorbeugend kann der gezielte, kleinflächige Einsatz vom Rückepferden zur Vermeidung von lokalen Verdichtungen angeraten sein. Ist dies aus ökonomischen Erwägungen nicht sinnvoll, sollte mit geeigneter Berei-

fung von Erntefahrzeugen, Vermeidung von Schlupf, optimalen Witterungsbedingungen und möglichst geringgewichtigen Gerät gearbeitet werden, um Schadverdichtungen zu vermeiden und das Wasserhaltevermögen der Waldböden nicht zu beeinträchtigen (HORN et al., 2007; MATTHIES, 1999). Die hangparallele Anlage von Rückegassen ist ein weiterer Schritt zur Minderung des Abflussrisikos.

2.2 Umgestaltung von Hang- bzw. Schlageinteilung

Die Verkürzung der erosionswirksamen Hanglänge durch Umgestaltung der Hang- bzw. Schlageinteilung wirkt in erster Linie reduzierend auf die Geschwindigkeit des Oberflächenabflusses und vermindert damit dessen Erosivität und Transportkapazität (GOVERS, 1990; MOORE und BURCH, 1986). Ziel ist es, die Rauigkeit quer zur Hauptabflussrichtung zu erhöhen und Strukturen zu schaffen, die den Abfluss wirksam abbremsen. Bei flachen Hängen reicht es aus, die Schläge quer zum Hang anzuordnen und in Kontur zu bearbeiten. Bei sehr steilen Hängen kann die erosive Hanglänge auch durch die Anlage von Terrassen verringert werden (FOSTER und HIGHFILL, 1983; LAL, 1982; RENARD et al., 1996), wodurch zudem die Hangneigung auf den Nutzflächen selbst verringert wird. Damit wird in wasserlimitierten Anbaubereichen zusätzlich die Infiltration gefördert und somit die Bodenfeuchte erhöht (HESSEL und TENGE, 2008).

Eine Flächenumgestaltung hin zu kleineren Schlägen mit möglichst konturparalleler Ausrichtung verringert den Abfluss und den Sedimentaustrag eines Einzugsgebiets deutlich, da bei entsprechend abgestimmter Fruchtfolge bzw. Fruchtfolgestellung selten alle Schläge gleichzeitig unbedeckt und damit abfluss- und erosionsgefährdet sind. Abgetragenes Material kann daher auf benachbarten Schlägen wieder sedimentieren. Die Wirksamkeit solcher Veränderungen in der Hang- bzw. Schlageinteilung ist nicht pauschal bestimmbar, da dies standort- und nutzungsspezifisch stark variieren kann. Im Einzelfall ist dies durch entsprechende Modellberechnungen abzuschätzen. So bestimmten beispielsweise WEIGAND et al. (1996) durch die Neugestaltung, d. h. das Teilen großer Schläge und deren konturparalleler Ausrichtung eines ca. 100 ha großen Betriebes, eine Reduzierung des Bodenabtrages um 17–45 %.

Einen Sonderfall konturparalleler Schlageinteilung stellt die Streifennutzung (engl. *strip cropping*) dar, die vor allem in Nordamerika auf erosionsgefährdeten Hängen verbreitet ist. Dabei werden hangparalle-

le Streifen von teilweise nur einer Bearbeitungsbreite mit unterschiedlichen Kulturarten, z. B. verschiedene Getreide bzw. Getreide und Gras, im Wechsel bewirtschaftet (NRCS, 2004).

In winderosionsgefährdeten Gebieten bietet sich eine Umgestaltung der Schlageinteilung senkrecht zur Hauptwindrichtung und teilweise eine Verkleinerung der Schläge an, um (i) durch entsprechende Fruchtwechsel auf benachbarten Schlägen eine großflächige Anfälligkeit zu vermeiden und (ii) gegebenenfalls bei kleinteiligeren Schlägen die Anlage von linearen Schutzmaßnahmen (s. u.) entlang von Schlaggrenzen zu erleichtern. Bei entsprechender Ausrichtung von großen Schlägen kann senkrecht zur Hauptwindrichtung auch mit Strip Cropping-Verfahren eine Erhöhung der Oberflächenrauigkeit und damit eine effektive Reduktion der Windgeschwindigkeiten erreicht werden (BRUNN, 1997).

2.3 Lineare und punktuelle Schutzmaßnahmen

Punktuelle und lineare Schutzmaßnahmen zur Vermeidung von Wassererosion sind auf den Schutz vor Offsite-Schäden ausgerichtet. Sie dienen vor allem der Verringerung der Abflussgeschwindigkeit, sodass bereits transportiertes Material wieder zur Sedimentation kommt. Bei Winderosion wird durch lineare Schutzmaßnahmen wie Hecken und Baumreihen direkt die Ablösung von Bodenmaterial in der Fläche verringert und teilweise bereits erodiertes Material wieder sedimentiert. Damit werden sowohl Onsite- als auch Offsite-Schäden vermieden.

Im Falle von Wassererosion fördern punktuelle und lineare Schutzmaßnahmen zumeist die Infiltration, die Reduktion der Abflussgeschwindigkeit und damit die schadfreie Ableitung von Oberflächenabfluss. Lokale Sedimentation soll initiiert und lineare Erosionsformen sollten verhindert werden. Die wesentlichen Schutzmaßnahmen in diesem Zusammenhang sind: (1) lineare Landschaftselemente wie Grasfilterstreifen, begrünte Abflussmulden, Hecken, Raine, Knicks usw., (2) dezentrale Rückhaltebecken und Retentionsbereiche und (3) Maßnahmen zur schadfreien Ableitung von Oberflächenabfluss, wie z. B. kombinierte Terrassen-Abflussgraben-Systeme. Für alle Maßnahmen gilt, dass ihre Wirksamkeit ganz wesentlich von ihrer Zufluss- und Sedimenteintragsbelastung abhängt. Damit ist die Wirksamkeit direkt an die flächenbezogenen Schutzmaßnahmen gekoppelt und eine optimale Wirkung nur durch eine geeignete Maßnahmenkombination möglich.

Im Falle von Winderosion sind vor allem lineare Schutzmaßnahmen, die zur Verringerung der bodennahen Windgeschwindigkeit führen, von Bedeutung. In der Regel sind diese Maßnahmen an anderen Stellen in der Landschaft, z. B. senkrecht zur Hauptwindrichtung, zu platzieren als Maßnahmen zum Schutz vor Wassererosion.

2.3.1 Lineare Landschaftselemente zum Schutz von Wasser- und Winderosion

2.3.1.1 Schutz vor Wassererosion durch lineare Landschaftselemente

Lineare Landschaftselemente sind meist permanent bewachsen und werden teilweise in größeren Zeitabständen geschnitten. Je nach Ausprägung dienen diese Landschaftselemente neben dem Erosionsschutz und der Abflussverminderung einer Vielzahl von ökologischen Funktionen, wie beispielsweise der Förderung der Artenvielfalt in Agrarlandschaften oder der Biotopvernetzung (HENRY et al., 1999). Die im Bereich der Wassererosion am häufigsten verwendeten Strukturen sind Grasfilterstreifen, die je nach Ausprägung und Lage im Einzugsgebiet unterschiedliche Schutzwirkungen entfalten. Ihre grundlegende Wirkung besteht in der Reduzierung der Abflussgeschwindigkeit, der Förderung der Infiltration und dem Sedimentrückhalt. Zudem findet im Filterstreifen eine Bodenstabilisierung statt. Der Sedimentrückhalt resultiert vor allem aus der Reduzierung der Abflussgeschwindigkeit und damit der Transportkapazität. Selbst in schmalen Filterstreifen <1 m werden größere Bodenpartikel und -aggregate im Bereich des Filters und des darüberliegenden Rückstaubereichs abgesetzt (DABNEY et al., 2006). Die Wirksamkeit der Filterstreifen hängt ganz wesentlich von der Zuflussrate, der Durchflusslänge, der Neigung sowie von der hydraulischen Rauigkeit des Filters ab, wobei diese sich in Abhängigkeit von der Durchflussrate (KOUWEN et al., 1981) und dem Zustand der durchflossenen Vegetation deutlich ändern kann.

Für laminaren Schichtzufluss (Reynolds-Zahl <500) lässt sich das Absetzen von Sediment in einem Grasfilterstreifen durch die Kombination einer Abflussgleichung zur Berechnung der Durchflussdauer (z. B. Manning-Gleichung, Gl. 2) mit der Stokes-Gleichung (Gl. 3) zur Berechnung der Absinkgeschwindigkeit von Bodenpartikeln und -aggregaten abschätzen.

$$v = \frac{1}{n} \cdot R^{2/3} \cdot S^{1/2} \quad (2)$$

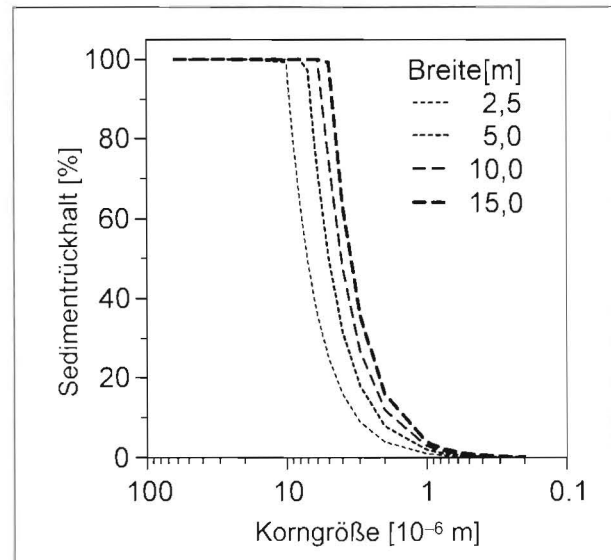


Abb. 5: Exemplarisch berechnetes Absinken unterschiedlicher Korngrößen in einem 2,5–15,0 m breiten und um 5 % geneigten Grasfilterstreifen bei laminarem Durchfließen mit einer Abflusstiefe von 10 mm (Reynolds-Zahl = 266); zur Berechnung wurden ein Manning n von $0,3 \text{ s m}^{-1/3}$ sowie eine Dichte von $2,65 \text{ t m}^{-3}$ für Einzelkörner angenommen.

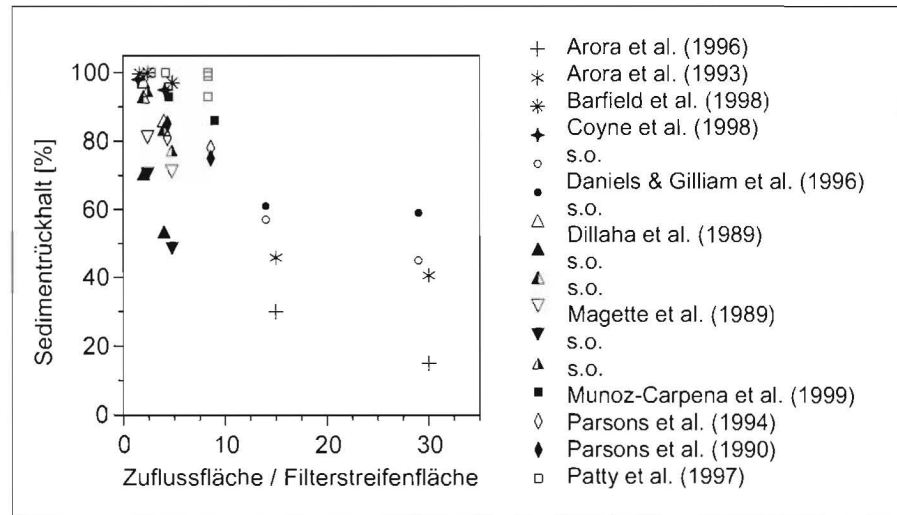
wobei v die Abflussgeschwindigkeit (m s^{-1}) darstellt, die zusammen mit der durchflossenen Breite des Filterstreifens die Berechnung der Durchflussdauer erlaubt; n ist die hydraulische Rauigkeit nach Manning ($\text{s m}^{-1/3}$), R ist der hydraulische Radius (m), der bei flächenhaftem Abfluss durch die Abflusstiefe beschrieben werden kann, und S ist die Hangneigung ($\tan \alpha$).

$$v_s = \frac{2 \cdot r^2 \cdot g \cdot (d_f - d_w)}{9\eta} \quad (3)$$

wobei v_s die Sinkgeschwindigkeit der Sedimentpartikel ist (m s^{-1}), r ist der Kornradius (m), g ist die Erdbeschleunigung (m s^{-2}), d_f ist die Feststoffdichte (kg m^{-3}), d_w ist die Dichte von Wasser und η ist die dynamische Viskosität von Wasser ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$).

Das Ergebnis einer solchen Abschätzung ist in Abb. 5 dargestellt. Auffallend ist, dass bis zu einer Korngröße von Mittelschluff ($>6,3 \times 10^{-6} \text{ m}$) selbst bei kleinen Filterstreifen alle Bodenpartikel abgesetzt werden, während die Feinschlufffraktion (2×10^{-6} – $6,3 \times 10^{-6} \text{ m}$) kaum und Tonpartikel ($<2 \times 10^{-6} \text{ m}$) nicht abgelagert werden. Ein Rückhalt von Tonpartikeln ist also nur in Form von Bodenaggregaten oder durch zusätzliche Infiltration im Grasfilter möglich.

Abb. 6: Sedimentrückhalt in Abhängigkeit vom Flächenverhältnis aus Zuflussgebiet und Grasfilterstreifenfläche; Daten aus zehn verschiedenen Studien mit Grasfilterstreifen einer Länge zwischen 1 und 20 m sowie einer Neigung zwischen 3 und 16 %; gemessen wurde teilweise mit natürlichem Regen und Abfluss (ARORA et al., 1993, 1996; DANIELS und GILLIAM, 1996; MUNOZ-CARPENA et al., 1999; PARSONS et al., 1990; PATTY et al., 1997) und teilweise mit simuliertem Niederschlag oder Abfluss (BARFIELD et al., 1998; COYNE et al., 1995; DILLAHA et al., 1989; MAGETTE et al., 1989).



Da Ton oftmals aggregiert transportiert wird, ist der mengenmäßige Sedimentrückhalt bei laminarem Schichtabfluss immer relativ hoch.

Grundsätzlich gilt, dass Grasfilterstreifen die höchste Sedimentrückhalteeffektivität bei Schichtzufluss aufweisen, während diese bei linearen Abflussformen deutlich vermindert wird (FABIS, 1995). Wie entscheidend der Sedimentrückhalt vom Zufluss beeinflusst wird, zeigen unter anderem die Studien von ARORA et al. (1993, 1996) und DANIELS und GILLIAM (1996), die die Wirkung der Filterstreifen bei Zunahme des Zuflusses (ausgedrückt als Verhältnis Filterstreifenfläche zu Zuflussfläche; Abb. 6) untersuchten. Verminderten Sedimentrückhalt konnten auch BLANCO-CANQUI et al. (2006) beim experimentellen Vergleich von Schichtzufluss und konzentriertem Zufluss nachweisen. Dies bestätigen unter anderem VERSTRAETEN et al. (2006), die anhand einer Modellauswertung zur Abflussreduktion von Grasfilterstreifen festhalten, dass deren Wirkung auf Einzugsgebietsebene deutlich geringer ist als bei Parzellenversuchen (z. B. bis zu 89 % des Zuflusses bei SCHMITT et al., 1999).

Anhand der Lage von Grasfilterstreifen im Einzugsgebiet lassen sich nach DABNEY et al. (2006) drei Typen unterscheiden: (1) konturparallel angelegte Grasfilterstreifen in Feldern, (2) konturparallele Filter unterhalb von Felder und (3) senkrecht zum Gefälle in der Tiefenlinie platzierte Grasflächen.

Einen Sonderfall stellen die sog. begrünten Abflussmulden dar, die hauptsächlich in Nordamerika verbreitet sind (Abb. 7). Durch die Lage der begrünten Abflussmulden findet ein seitlicher Zufluss aus den angrenzenden Flächen statt, der je nach Breite der Struktur (10–50 m) zu einem effektiven Absetzen von

Sediment ähnlich dem bei laminarem Schichtzufluss in konturparallele Filter führt. Darüber hinaus durchfließt sedimentbeladener (konzentrierter) Abfluss den Grasfilter über eine Länge von oftmals mehreren Hundert Metern. Damit besteht ein erhebliches Infiltrationspotenzial, wodurch auch die Tonfraktion und daran angelagerte Schad- und Nährstoffe gefiltert werden und zudem wiederkehrende lineare Erosion entlang des Talwegs verhindert wird. Insgesamt liegen zum Sedimentrückhalt in begrünten Abflussmulden im Vergleich zu konturparallelen Grasfilterstreifen nur wenige Studien vor (BRIGGS et al., 1999; CHOW et al., 1999; FIENER und AUERSWALD, 2003a). Ihre hohe Sedimentrückhalteeffektivität (>75 %) wird in allen Studien bestätigt.

Grundsätzlich gilt für alle Grasfilterstreifen, dass die Effektivität wesentlich von ihrer Anlage und Pflege abhängt. Für Filterstreifen ist vor allem wichtig, dass diese nicht bei Nässe befahren werden, um eine Bodenverdichtung und anschließende Abflusskonzentration in Fahrspuren zu vermeiden. Bei begrünten Abflussmulden ist darauf zu achten, dass der seitliche Zufluss ungehindert erfolgen kann. Dazu ist einerseits eine ausreichende Neigung der seitlich angrenzenden Flächen nötig (>1 %; DABNEY et al., 2006) und andererseits sollte senkrecht zur begrünten Abflussmulde bearbeitet werden, wobei diese z. B. als Vorgewende genutzt werden kann. Damit soll verhindert werden, dass in einem parallel angelegten Vorgewende eine seitliche Abflusskonzentration stattfindet, die die Wirkung der begrünten Abflussmulde außer Kraft setzt. Generell gilt, dass lineare Schutzmaßnahmen in der Regel deutlich weniger effektiv in der Vermeidung von Sedimentaustrag sind



Abb. 7. Begrünte Abflussmulde einer Länge von ca. 300 m, die ein kleines (5,7 ha) ackerbaulich genutztes Einzugsgebiet im Tertiärhügelland nördlich von München umfasst. Zentral im Bild ist ein kleines ungesteuertes Rückhaltebecken in der begrünten Abflussmulde zu sehen (FIENER und AUERSWALD 2003b).

als Maßnahmen in der Fläche. Zudem ist die Effektivität solcher linearen Maßnahmen direkt vom Zufluss und Sedimenteintrag abhängig, wobei die höchste Effektivität bei einer Kombination mit Flächenmaßnahmen zu erwarten ist.

2.3.1.2 Schutz vor Winderosion durch lineare Landschaftselemente

Die Schutzwirkung linearer Landschaftselemente gegenüber Winderosion beruht in erster Linie auf der Minderung der Windgeschwindigkeit durch die Erhöhung der Oberflächenrauigkeit (BLUME, 2004, Kapitel 4.7.2) und der Ableitung des Windes in bodenfernere Luftschichten. Zudem verändert sich vor allem im Lee von linearen Windschutzmaßnahmen der Bodenwasserhaushalt, da es zu einer Zunahme von Niederschlag und Taubildung sowie einer Abnahme der Evaporation kommt (FUNKE und REUTER, 2006; Abb. 8). Die Abnahme der Windgeschwindigkeit und die potenzielle Zunahme der Oberbodenfeuchte führen vor allem im Lee der linearen Maßnahmen zur Abschwächung der Ablöseprozesse und zudem wird durch die geringere Windgeschwindigkeit der Transport von Bodenpartikeln unterbunden bzw. bereits in Bewegung geratenes Material abgebremst und sedimentiert. Entscheidend für die Wirksamkeit gegenüber Winderosion sind Abstand, Höhe, Art, Durchlässigkeit und Struktur der Schutzstreifen. Dabei ist

die Schutzwirkung auf der Leeseite am größten. Aber auch auf der windzugewandten Seite tritt eine, wenn auch geringere Schutzwirkung auf. Die größte Wirksamkeit weisen Windschutzhecken und -zäune auf, aber auch Grasstreifen haben schon eine mindernde Wirkung auf den Partikeltransport durch Wind.

Um Turbulenzen oder eine Düsenwirkung zu vermeiden, sollte die Windschutzhecke im unteren Bereich dicht bewachsen sein und sich nach oben hin lichten. Die Durchlässigkeit der Hecke beträgt dabei idealerweise 40–50 % (HAGEN und SKIDMORE, 1971). VAN EIMERN et al. (1964) belegen, dass dichte Windbarrieren eine Schutzwirkung vom 10–15-fachen ihrer Höhe auf der windabgewandten Seite zeigen. Durch eine Erhöhung der Durchlässigkeit auf 50 % lässt sich diese Wirkung auf eine Entfernung von 20–25-mal der Barrierenhöhe steigern.

2.3.2 Dezentrale Retentionsbereiche auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

Punktuellen Maßnahmen, wie dezentrale Rückhaltebecken und Retentionsräume, werden eingesetzt, um gezielt von landwirtschaftlichen Flächen ausgehende Offsite-Schäden zu verhindern. Es bieten sich kleine dezentrale und ungesteuerte Rückhalteräume entlang von künstlich erhöhten Feldgrenzen (FIENER et al., 2005) oder im Bereich des Auslasses von Terrassensystemen an (SCHWAB et al., 1993), wie sie in Nord-

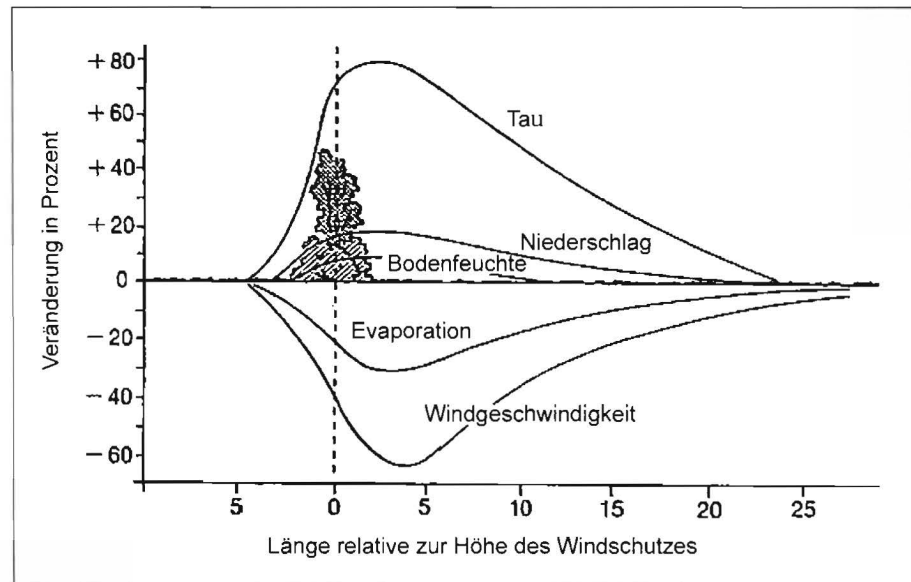


Abb. 8: Auswirkung einer Windschutzhecke auf Windgeschwindigkeit, Evaporation, Bodenfeuchte, Niederschlag und Taubildung (verändert nach FUNKE und REUTER, 2006).

und Südamerika weit verbreitet sind. Ein Beispiel für den Aufbau eines dezentralen Rückhaltebeckens zeigt Abb. 9. Ein solches Becken von einigen Hundert Kubikmetern Rückstauvolumen kann in hügeligem Gelände konturparallel entlang eines Feldrains durch Aufschüttung von Bodenmaterial angelegt werden. Der Abfluss erfolgt über einen ungesteuerten unterirdischen Auslass in den nächsten Graben oder eine begrünte Abflussmulde. Um Kulturschäden zu vermeiden, ist der Auslass so dimensioniert, dass ein Wasserrückstau ins angrenzende Feld auf wenige Tage beschränkt bleibt. Zusätzlich ist für den Fall von Extremereignissen (Jährlichkeit >10 a) ein ungedämpfter Überlauf zu installieren.

Bei bodenschonender Bewirtschaftung auf den zu entwässernden Flächen tritt sichtbarer Sedimentrückhalt nur bei Extremereignissen auf, während bei konventioneller Flächenbewirtschaftung mit häufigeren

Sedimentationsereignissen zu rechnen ist. Dies führt einerseits zu Schäden an den Ackerkulturen und andererseits können durch den vermehrten Sedimentanfall kostenintensive Ausbaggerungsmaßnahmen nötig werden. Die Wirksamkeit von Rückhaltebecken bei hohen Sedimenteinträgen ist exemplarisch in Abb. 10 dargestellt. Unabhängig vom Sedimenteintrag verringern solche Becken durch die darin stattfindende Abflussschichtung die Konzentration potenziell ausgeschwemmter Agrochemikalien (FIENER et al., 2005).

Die wesentliche hydrologische Wirkung dezentraler Rückhaltebecken besteht in einer Dämpfung des Spitzenabflusses. Das Infiltrationsvermögen der Becken ist in der Regel gering, da einerseits ihre Fläche relativ klein ist und andererseits abgesetztes Feinsediment die Infiltration stark reduziert. Die hydrologische Wirksamkeit der Becken ist durch die Zuflussrate ge-

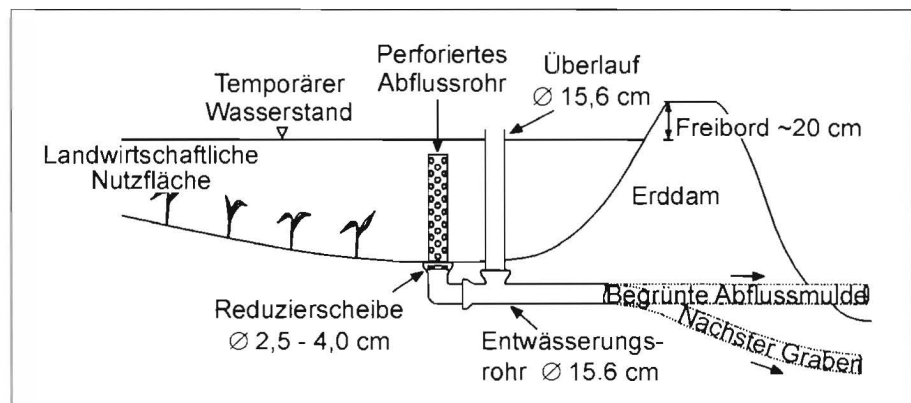


Abb. 9: Schematische Darstellung eines dezentralen, ungesteuerten Rückhaltebeckens, wie es auf dem Versuchsgut des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München etabliert wurde (FIENER et al., 2005).

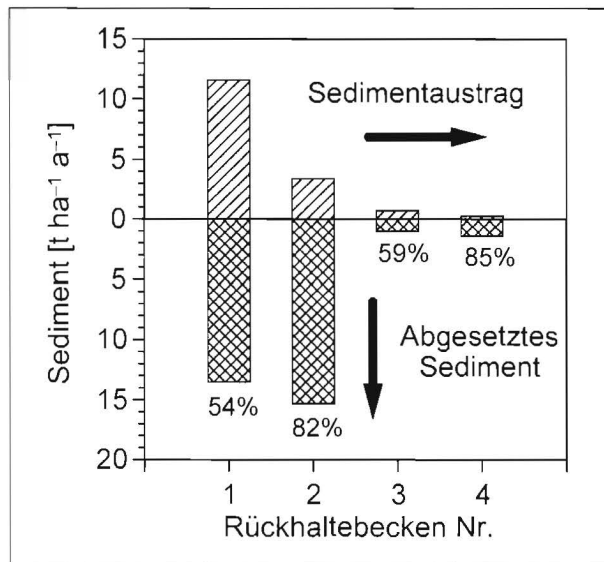


Abb. 10: Sedimentrückhalt (1993) in den dezentralen Rückhaltebecken des Versuchsgutes des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München; die Größe der Rückhaltebecken 1–4 beträgt 423, 486, 335 und 221 m³, wobei das Verhältnis aus Volumen und Einzugsgebietsfläche 26.5, 13.6, 8.3 bzw. 2.8 beträgt (FIENER et al., 2005).

prägt. Die stärkste Dämpfung des Spitzenabflusses ist bei relativ kurzen, intensiven Niederschlägen und den daraus resultierenden Zuflüssen zu erwarten (z. B. Abb. 11). Bei lang anhaltenden Niederschlägen sind die Auswirkungen solcher ungesteuerter Becken relativ gering, da nach einmaliger Füllung keine Dämpfung der Abflussspitzen mehr erfolgt.

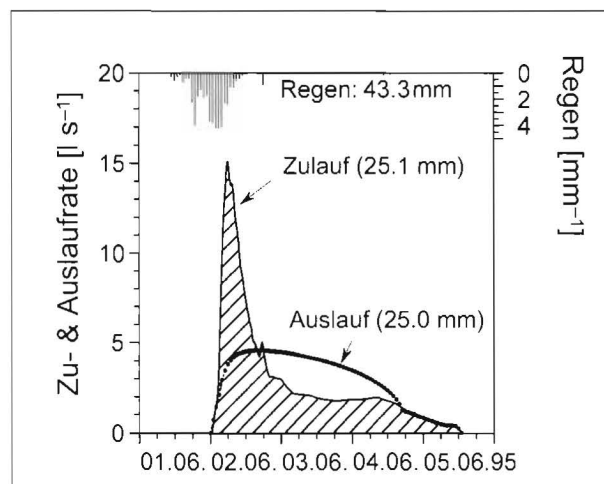


Abb. 11: Niederschlag, Zu- und Auslauf eines ungesteuerten Retentionsbeckens nach einem Gewitterregen (FIENER et al., 2005).

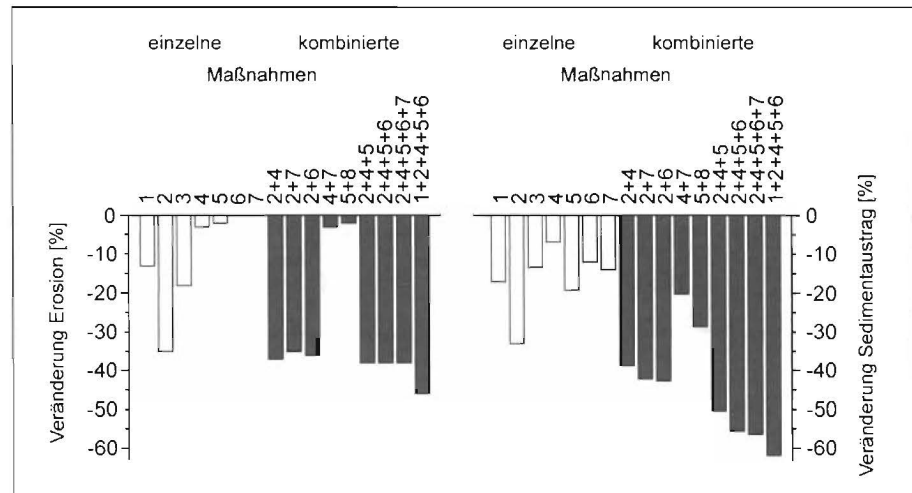
Teiche bzw. Retentionsräume mit permanentem Wasserspiegel können ebenfalls Sedimente und Agrochemikalien zurückhalten. Solche Retentionsräume sind jedoch in der Regel nicht spezifisch für den Sedimentrückhalt ausgelegt, da sie entweder als Nutzteiche (z. B. zur Fischzucht) oder zur Reinigung von nähr- und schadstoffangereicherten Abflüssen von landwirtschaftlichen Flächen dienen (RUSHTON und BAHK, 2001; STEIDL et al., 2008). Aufgrund der damit bestehenden Nutzungskonkurrenz sollten solche Rückhalteräume nur in Ausnahmefällen in Planungen zum Schutz von Sedimentaustrag einbezogen werden. Eine mögliche Alternative sind mehrere hintereinander angeordnete Becken. Dabei werden trockene Becken vor solche mit permanentem Wasserspiegel geschaltet, um Sedimenteintrag in diese zu verringern und dennoch die potenziell abflussschwächende Wirkung der permanent wassergefüllten Becken zu nutzen.

2.4 Kombination von Schutzmaßnahmen auf Landschaftsebene

Die Wirkung einzelner Schutzmaßnahmen lässt sich in vielen Fällen wesentlich steigern, wenn diese in geeigneter Weise in der Landschaft kombiniert werden. Um die Wirksamkeit solcher Kombinationen zu beurteilen, können Erosionsmodelle eingesetzt werden. Entsprechende Studien liegen in großer Zahl vor (SCHOB et al., 2006; SRIVASTAVA et al., 2002; VERSTRAETEN et al., 2003, 2002; LAM et al., 2011). Aufgrund des großen zeitlichen und finanziellen Aufwands, den die Umgestaltung von Schlageinteilungen, die Umstellung der Bewirtschaftung, die Etablierung linearer und punktueller Schutzmaßnahmen und vor allem das anschließende langjährige Monitoring der Auswirkungen dieser Maßnahmen erfordert, sind Messungen zur Wirksamkeit von Maßnahmenkombinationen bei gleichzeitiger Erfassung der Wirksamkeit jeder einzelnen Maßnahme selten (CHOW et al., 1999; FIENER und AUERSWALD, 2007). Dies ist eine Tatsache, die zumindest die Validierung bestehender Modellansätze erschwert (HESSEL und TENGE, 2008).

Eine sehr umfangreiche Modellstudie zum optimierten Einzugsgebietsmanagement zeigen VERSTRAETEN et al. (2002). Die Autoren modellierten den mittleren jährlichen Bodenab- und -austrag durch Wassererosion aus drei benachbarten Einzugsgebieten (11,2–23,2 km²), wobei 26 Schutzmaßnahmenkombinationen mit konventioneller Agrarnutzung verglichen wurden. Insgesamt zeigen die Ergebnisse eine deutli-

Abb. 12: Relative Reduktion der langjährigen mittleren Erosion auf allen Erosionsflächen innerhalb von drei Agrareinzugsgebieten (11,2–23,2 km²) in Belgien (links) sowie relative Reduktion des langjährigen mittleren Sedimentaustrages aus diesen Gebieten (rechts); als Vergleichsbasis wurde konventionelle Bewirtschaftung angenommen; zur Modellierung wurde das Modell WATSEDEM (VAN ROMPAEY et al., 2001) verwendet; dargestellt sind die Auswirkungen ausgewählter Maßnahmen(kombinationen) (VERSTRAETEN et al., 2002).



che Reduktion der Bodenerosion und vor allem des Sedimentaustrages durch eine geeignete Maßnahmenkombination, wobei die größte Reduzierung einer Einzelmaßnahme durch die bodenschonende Bewirtschaftung aller Ackerflächen modelliert wurde (Abb. 12).

Die Wirksamkeit von kombinierten Bodenschutzmaßnahmen bei einzelnen Extremereignissen haben SCHOB et al. (2006) anhand eines intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietes (3,8 km²) in Sachsen untersucht. Die Autoren verwendeten dazu ein räumlich und zeitlich hoch auflösendes Modell (EROSION3D; SCHMIDT et al., 1999) und berechneten die Auswirkungen unterschiedlicher Bodenschutzmaßnahmen bei einem Einzelniederschlag mit einer Wiederkehrwahrscheinlichkeit von 10 Jahren. Für das Einzugsgebiet ergibt sich eine Verringerung des Sedimentaustrags um 92 %, wenn bodenschonende Bewirtschaftung auf allen Ackerflächen mit der Etablierung von permanentem Grünland in den besonders erosionsgefährdeten Bereichen (Begrünung einer Abflussmulde) kombiniert wurde. Bei ausschließlich bodenschonender Bewirtschaftung ergab sich eine Reduktion um 45 % im Vergleich zu konventioneller Flächenbewirtschaftung. Auf Basis dieser Ergebnisse empfehlen SCHOB et al. (2006) zum Schutz vor On- und Offsite-Schäden bei Extremereignissen die Kombination von Maßnahmen in der Fläche und ergänzende lineare bzw. punktuelle Maßnahmen.

Die langfristige Schutzwirkung einer Kombination aus bodenschonender Bewirtschaftung und Abflussableitung durch eine begrünte Abflussmulde konnte auch durch FIENER und AUERSWALD (2003) nachgewiesen werden. In achtjährigen parallelen Messungen

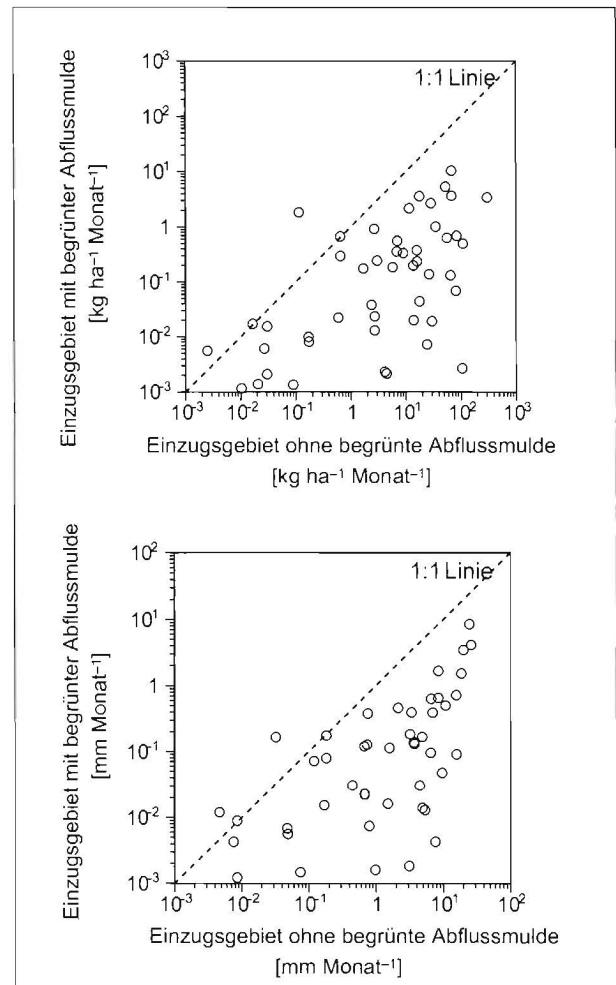


Abb. 13: Vergleich der zwischen 1994 und 2000 gemessenen monatlichen Sedimentausträge und Abflüsse aus benachbarten Einzugsgebieten mit und ohne begrünte Abflussmulde (FIENER und AUERSWALD, 2003a).

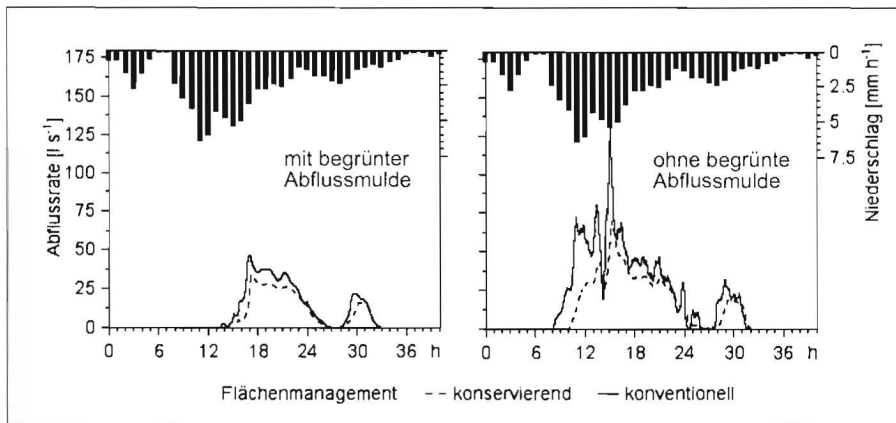


Abb. 14: Modellierter Abflusshydrograph bei unterschiedlichen Schutzmaßnahmenkombinationen für ein Starkniederschlagsereignis Mitte April 1994 in einem 8,0 ha großen Einzugsgebiet; die Ackerflächen im Einzugsgebiet sind ca. zur Hälfte mit Winterweizen und zur Hälfte mit Zwischenfruchtsenf vor Mais bestellt; die Wiederkehrwahrscheinlichkeit des Niederschlages beträgt ca. 10 a; die Niederschlagsmenge beträgt 86,4 mm; räumliche und zeitliche Auflösung im Modell, 5 × 5 m-Raster bzw. 1 min-Zeitschritt (FIENER und AUERSWALD, 2007).

von Abfluss- und Sedimentaustrag in benachbarten, bodenschonend bewirtschafteten Einzugsgebieten mit und ohne begrünte Abflussmulde zeigte sich eine Reduzierung des Bodenaustrags und des Abflusses im Einzugsgebiet mit begrünter Abflussmulde um 93 % bzw. 87 %. Dabei konnte nachgewiesen werden, dass der Sedimentrückhalt bei kombinierten Schutzmaßnahmen ganzjährig sehr effektiv war, während die Abflussreduktion mit zunehmenden Abflussraten deutlich abnahm (Abb. 13). Die Autoren konnten die Effektivität der Maßnahmenkombination nicht nur durch langjährige Messungen belegen, sondern auch durch die Modellierung von Extremereignissen mit einem räumlich und zeitlich hoch auflösenden Modell (MCST; FIENER et al., 2008). Dabei zeigte sich für ein 8 ha großes Einzugsgebiet, dass die Kombination bodenschonender Bewirtschaftung und begrünter Abflussmulde großes Potenzial in der Reduktion von Abflussvolumen, Spitzenabfluss (Abb. 14) und vor allem Sedimentaustrag hat.

Insgesamt zeigen alle genannten Studien, dass durch die Kombination von Maßnahmen der Sedimentaustrag effektiver als durch Einzelmaßnahmen reduziert werden kann. Dies gilt insbesondere im Falle von Extremereignissen, wo einzelne Maßnahmen nur noch bedingt wirksam sind. Inwieweit Bodenschutzmaßnahmen mit Zunahme der betrachteten Raumskala an Effektivität verlieren oder gewinnen, ist nicht eindeutig zu beantworten und hängt ganz wesentlich mit der Konnektivität eines Einzugsgebietes zusammen. Eine einfache Aufsummierung von Schutzeffekten unterschiedlicher Maßnahmen zur Abschätzung der Gesamtwirksamkeit ist aufgrund der hohen Nichtlinearität der beteiligten Prozesse nicht zielführend.

3 Schutzmaßnahmen auf Verkehrs-, Siedlungs- und Sonderflächen

Auf Verkehrs-, Siedlungs- und Sonderflächen ist vor allem die Erosion durch Wasser von großer Bedeutung, da auf diesen Flächen oftmals die Infiltration stark eingeschränkt und damit erosionswirksamer Oberflächenabfluss befördert wird.

3.1 Schutzmaßnahmen im urbanen Bereich

Niederschlagswasser wird im Allgemeinen auf Verkehrs- und Siedlungsflächen über Misch- oder Trennkanalisationssysteme abgeführt. Bei einer Mischkanalisation wird Niederschlagswasser gemeinsam mit Abwasser der am nächsten gelegenen Kläranlage zugeführt. Bei Starkregen kann dies zu einer Überlastung der Kläranlage und zur Abgabe von ungereinigtem Wasser führen. Bei Trennkanalisation werden Abwasser und Niederschlagswasser in separaten Rohrleitungen abgeleitet. Dabei wird das Regenwasser ungereinigt dem nächsten Vorfluter zugeführt (GUJER, 2007; IMHOFF, 2007). Diese Form der Siedlungsentwässerung beinhaltet einige Nachteile, die durch Verfahren des dezentralen Regenwassermanagements unter Einbeziehung des Bodenspeichers gedämpft werden können. So können z. B. eine reduzierte Grundwasserneubildung, starke Wasserstandsschwankungen in urbanen Fließgewässern, hohe Scheitelabflüsse im Kanalnetz und Schadstoffeinträge in Gewässer abgefedert werden (STECKER, 1995; HOLMAN-DODDS et al., 2003).

Die Zielsetzung des dezentralen Regenwassermanagements im urbanen Bereich ist das lokale Zwischenspeichern und Rückführen von Niederschlags-

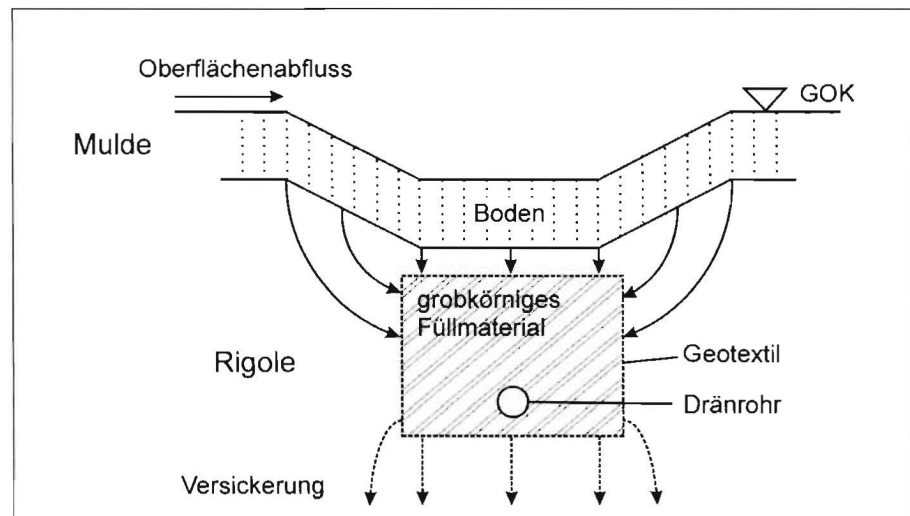


Abb. 15: Schematische Darstellung eines Mulden-Rigolen-Systems.

wasser in den Wasserkreislauf möglichst am oder nah am Ort der Entstehung. Dies dient in erster Linie dazu, eine Überflutung bzw. die Bildung von Oberflächenabfluss zu vermeiden. Dazu wird sowohl Versickerung als auch Verdunstung genutzt. Eine Schadstoffbelastung von Gewässern soll dabei vermieden werden und der Anteil des über die Kanalisation abgeführten Regenwassers soll so gering wie möglich ausfallen.

Zur Retention können Teiche und Zisternen eingesetzt werden, in die z. B. Niederschlagswasser von Hausdächern fließt. Wasser von Verkehrsflächen kommt aufgrund der chemischen Belastung nicht infrage. Im Falle von Zisternen kann es einer Brauchwassernutzung wie z. B. zur Toilettenspülung oder Gartenbewässerung zugeführt werden oder als Teich als gestalterisches Element im urbanen Kontext dienen. In Trockenwetterphasen tragen die Retentionsräume zur Verdunstung bei und haben eine positive Wirkung auf das Mikroklima. In begrenztem Umfang können dadurch der Trinkwasserverbrauch eingeschränkt und Abflussspitzen gedämpft werden.

Zur gezielten Verdunstung in Stadtgebieten kann auch die Einrichtung von Dachbegrünungen einen Beitrag leisten (CARTER und JACKSON, 2007). Auf begrünten Hausdächern wird das Niederschlagswasser zurückgehalten und gleichzeitig gefiltert. In Trockenphasen findet Verdunstung statt und das zurückgehaltene Regenwasser wird nicht abflusswirksam. Gleichzeitig entsteht ein positiver Effekt auf das Mikroklima und zusätzlicher Lebensraum für Flora und Fauna. Die Wirksamkeit der Grasdächer als Retentionsraum hängt dabei vom Aufbau der Substrat-

schicht, der Dachneigung und der Vegetationsbedeckung ab (HUHN und SWIRIDJUK, 1994).

Grundvoraussetzung zur lokalen Regenwasserversickerung ist entweder die Einrichtung einer lokalen Versickerungsfläche oder eine großflächige Teilsiegelung. Auch hierbei gilt es, den Nutzen durch die Vermeidung von Oberflächenabfluss und die zusätzliche Grundwasserneubildung dem potenziellen Schaden durch Eintrag von Schadstoffen gegenüberzustellen.

Elemente für lokale Versickerungssysteme sind zum einen Versickerungsmulden und -hecken oder Mulden-Rigolen-Systeme (Abb. 15). Bei der Muldenversickerung wird Wasser von Dach- und Wegeflächen in dauerhaft begrünte Erdmulden geleitet und kurzzeitig dort gespeichert. Die Entleerung der Mulden erfolgt durch die Kombination von Versickerung und Verdunstung, deren Anteile durch die Bodeneigenschaften, insbesondere die Wasserleitfähigkeit bestimmt werden. Der Vorteil der Muldenversickerung liegt bei einer zusätzlichen Reinigung des Niederschlagswassers durch die Bodenpassage. Als Nachteil kann sich der relativ große Platzbedarf bei dichter Bebauung erweisen. Dann können als Alternative Rigolensysteme zum Einsatz kommen. Hier entfällt die Reinigung durch den Oberboden. Die Rigolen dienen zur unterirdischen Aufnahme von Regenwasser. Sie bestehen oftmals aus einem Kiesbett, das zum Schutz vor Verschlämmung mit einem Fasermantel umhüllt ist. Rigolen beanspruchen oberirdisch keinen Platz, können aber nur zur Versickerung von schadstoffarmem Wasser verwendet werden. Möglich ist auch der kombinierte Einsatz von Mulden-Rigolen-Systemen,

die die Vorteile beider Verfahren kombinieren und z. B. straßenbegleitend eingesetzt werden können (Abb. 15). Die Mulden können kleiner dimensioniert werden, weil ein Teil der Wasserspeicherung in den Untergrund in die Rigole verlagert werden kann.

Die komplette Entsiegelung städtischer Bereiche durch die Schaffung von Grünflächen geht mit einer Nutzungseinschränkung einher. Flächenversickerung kann aber auch linear, entlang von Wegen oder auf Freiflächen erfolgen. Allerdings ist eine Konzentration von Abfluss mit höheren Fließgeschwindigkeiten zu vermeiden, um das Erosionsrisiko zu minimieren. Wo eine Flächenversickerung aus Platzgründen nicht möglich ist, kann der Einsatz von wasserdurchlässigen Baumaterialien zumindest eine Teilentsiegelung möglich machen (SIEKER et al., 1996). Als Baumaterialien kommen z. B. Pflastersteine, Rasengittersteine oder poröse Beläge wie Schotterrasen zur Versickerung von unbelastetem Regenwasser infrage (BORGWARDT et al., 2000). Wasserdurchlässige Pflaster erlauben die Befahrbarkeit bei gleichzeitiger Versickerung durch begrünte Fugen. Dabei muss aus Verkehrssicherheitsgründen gewährleistet sein, dass kein Oberflächenabfluss entsteht und über die Fugen langfristig genügend Wasser versickert. Abzuwägen ist jedoch in Hinblick auf den Grundwasserschutz, ob wassergefährdende Substanzen durch die gezielte Versickerung in wasserleitende Schichten gelangen können (KOCHER et al., 2005; WESSOLEK, 2008).

3.2 Technische und ingenieurbio-logische Schutzmaßnahmen bei besonderen Schutzgütern

Technische und ingenieurbio-logische Erosionsschutzverfahren kommen im Rahmen von Verkehrswegebau (STALLJANN und BLOEMER, 2008), bei extrem degradierten Standorten, zur Abwendung der Gefahr von Hangrutschungen, bei der Begrünung ehemaliger Deponien, Steinbrüchen oder Aufschüttungen mit ungesicherten Steiflächen sowie im Nachgang zur Renaturierung von Tagebauflächen zum Einsatz. Aufgrund der arbeitsintensiven Ausbringung und verhältnismäßig hohen Kosten ist der Einsatz in der räumlichen Ausdehnung begrenzt und zum Teil vorübergehender Natur. Sie schützen extrem erosionsanfällige Standorte im Stadium der Etablierung natürlicher Bodenbedeckung oder im Vorgriff zu weiterführenden Schutzmaßnahmen. Es kommen dabei bauliche Maßnahmen, die Aufbringung von Bedeckungsmaterialien oder der Zusatz von gefügestabilisierenden Substanzen zum Einsatz.

3.2.1 Bauliche Maßnahmen

Zum Schutz gegen Erosion und Rutschungen an Böschungen, ungeschützten Steilhängen und als Uferbefestigung werden seit Jahrhunderten Astwerk und Zweige verwendet. Als Faschinen werden dabei Bündel aus lebenden oder abgestorbenen Pflanzenteilen bezeichnet, die zur Stabilisierung in den Boden oder die Uferzone eingebracht werden. Im Erosionskontext beschränken sich die baulichen Maßnahmen auf den ingenieurbio-logischen Bereich, indem pflanzliche Materialien zur Befestigung und Stabilisierung von Hängen und entlang von Flüssen verwendet werden. In urbanen Gebieten und in besonders schützenswerten Bereichen kommen zudem auch weiterführende betonbauliche Maßnahmen zum Einsatz (STALLJANN und BLOEMER, 2008).

3.2.2 Aufbringung von Bedeckungsmaterialien

Bei der Ausbringung von Bedeckungsmaterialien stehen natürliche Materialien wie Pflanzenfasern (z. B. Jute, Kokosfasern, Stroh, Holz) und Lebendmaterialien (Steckhölzer, Flechtzäune, Rollrasen, Lebendholz) oder aber Kunststoffe mit einer hohen Verwitterungsresistenz zur Verfügung. Natürliche Materialien werden häufig eingesetzt, um als Samenbank (Heustränge) oder Stecklingsvorrat (Flechtzäune; Abb. 16) die Begrünung von Hängen zu beschleunigen. Neben der reinen Bedeckung zum Schutz gegen den Tropfenaufschlag, der Begrünung und der Abbremsung von Oberflächenabfluss dienen sie zusätzlich als Hangdrainagen zur gezielten, schadensfreien Wasserabfuhr. Um die schützende Vegetationsdecke in extremen, unzugänglichen Steillagen schnell zu etablieren, werden Saatgut, Bodenhilfsstoffe, Mulchmaterialien und biologische Kleber mit Wasser vermischt und direkt auf die zu schützenden Flächen mithilfe von Spezialtankwagen oder Schlauchleitungen aufgesprüht. Die Saadmischungen müssen dabei boden- und standortspezifisch zusammengesetzt sein, um einen lückenlosen Aufwuchs zu gewährleisten. Gräser und Kräuter, die sich über Wurzelausläufer oder Stecklinge vermehren, sind günstiger als solche mit reiner Saatvermehrung. Um einen Sofortschutz zu erreichen, können diese Nassansaatverfahren mit natürlichen Geotextilien wie Kokos- und Jutefasermatten kombiniert werden. In der Aufwuchsphase schützen die luftdurchlässigen Geotextilien die Bodenoberfläche vor Erosion. Mit zunehmender Bestandesentwicklung zersetzen sie sich und die Schutzwirkung wird von der Vegetationsdecke



Abb. 16: Flechtzäune und Matten aus Naturfasern zur Hangabsicherung; Copyright Firma Bender.

übernommen. Das abgebaute Material stellt zusätzlich organisches Material für die Nährstoffversorgung des jungen Bestands dar. Heumulchsaat, als gleichzeitige Abdeckung und Zufuhr von Saatgut, oder die Auslegung von Grassoden sind weitere Sofortbegrünungsmaßnahmen. In Siedlungsbereichen kommt auch die Bepflanzung mit Ziergehölzen oder naturnahen Hecken durch die Anpflanzung autochtoner Gehölze infrage.



Abb. 17: Einsatz von Geotextilien bei extremer Erosionsgefährdung an vegetationslosen, neu aufgeschütteten Hangböschungen. Copyright Foto: Arizona Department of Transportation.

Stabilisierende Erosionsschutzgewebe stehen in einer Vielzahl von Materialien und Formaten zur Verfügung. Gebräuchliche Naturmaterialien sind Kokos, Jute, Stroh, Baumwolle, Binsen oder anteilige Mischungen aus diesen Komponenten. Aber auch Netze aus Stahl oder Gewebematten aus Kunststoff sind im Einsatz. Wichtige Auswahlkriterien sind ihre UV-Beständigkeit, die Reißfestigkeit und die Verwitterungsgeschwindigkeit. Geotextilien werden aufgrund der hohen Kosten lokal begrenzt sowohl im terrestrischen als auch im aquatischen Bereich verwendet. Ein typisches Einsatzgebiet sind Steilhänge und Böschungen, die temporär geschützt werden müssen, ehe sich eine geschlossene Vegetationsdecke bilden kann (Abb. 17).

3.2.3 Zusatz von synthetischen Substanzen zur Gefügestabilisierung

Künstliche Bodenzusatzstoffe werden im Allgemeinen verwendet, um die bodenphysikalischen Eigenschaften von Böden zu verbessern und die Aggregat- bzw. Gefügestabilität zu erhöhen. Sie zielen darauf ab, das Wasser- und Stoffrückhaltevermögen der Böden zu steigern und die Infiltrabilität und den Bodenlufthaushalt zu verbessern, und sind in der Praxis in gartenbaulichen Substraten beigemischt.

Synthetische Polymere wurden mithilfe von Beregnungsexperimenten auf ihre Wirksamkeit zur Gefügestabilisierung untersucht (BEN-HUR, 2006; BEN-HUR und LETEY, 1989). Besonders im ariden und semi-ariden Bereich, wo Versalzung und Sodizität zu zusätzlicher Schwächung des Bodengefüges führen und damit die Anfälligkeit gegenüber Verschlammung und Abtragsbildung erhöhen, wurde ihr Einsatz in den 1990er Jahren intensiv diskutiert. Das Einsetzen von Oberflächenverschlammung und damit ebenso die Abflussbildung waren bei Zusatz der Polymerverbindungen deutlich verzögert. Synthetische Polymere werden an Tonpartikeln adsorbiert und fördern die Flockung von dispergierten Tonmineralien. Bei Feldversuchen wurden die synthetischen Polymere über Beregnungswasser aufgebracht (LEVY et al., 1991). Auch hier führte ihr Einsatz bei unbedecktem Boden zu geringerer Oberflächenabflussbildung und reduzierten Abtragsraten im Vergleich zu nicht behandelten Parzellen. Bei mit Baumwolle oder Erdnuss bepflanzten Parzellen waren die gefügestabilisierenden Wirkungen der Polymere weniger deutlich ausgeprägt. Ein Einfluss auf die Höhe der Erträge konnten nicht eindeutig nachgewiesen werden. Die Stabilisierung von Steilhängen und Böschungen durch den Einsatz synthetischer Polymere wurde von AGASSI und BEN-HUR (1992) untersucht. Dabei zeigte sich auch unter natürlichem Winterniederschlag keine Verschlammung oder Rillenbildung auf den behandelten Parzellen, da die synthetischen Polymere die Bildung stabiler Aggregate und die Zementierung der Bodenoberfläche bewirkten.

Derzeit fehlen Erfahrungen unter Praxisbedingungen im Freiland und zudem sind die weitergehenden Umweltwirkungen der Substanzen nicht ausreichend untersucht. Die Aufwandmengen variieren je nach Polymer zwischen 75 und über 4000 kg/ha, sodass zum Teil erhebliche Kosten für die Ausbringung entstehen. Die geringe Wasserlöslichkeit ist ebenfalls problematisch für die Applikation über Bewässerungsanlagen.

4 Schutzmaßnahmen in und entlang von Fließgewässern

Abtrag an Fließgewässern findet sowohl im Uferbereich als auch an der Gewässersohle statt und steht in engem Zusammenhang mit der aktuellen Abflussmenge, gewässermorphologischen Eigenschaften und der Substratstabilität (EGLI, 1996). Es kann dabei zu einem Abgleiten der Böschung, zur Eintiefung oder

zu einer Gerinnebettverlagerung kommen. Dies steht entweder direkt mit dem Wasserstand im Fließgewässer in Zusammenhang oder wird im Böschungsbereich durch mechanische Belastung wie z. B. Viehtritt oder Befahrung in Ufernähe ausgelöst. Bei Uferrutschungen spielen die Eigenschaften des Bodenkörpers wie Körnung, Aggregation und Bodenfeuchte eine entscheidende Rolle.

Für die stofflichen Belastungen von Fließgewässern ist Ufererosion als problematisch einzustufen und auch in bebauten Bereichen stellt sie eine Gefährdung dar. Unerwünscht sind ebenfalls die bei Schifffahrtsstraßen durch Wellenschlag ausgelöste Ufererosion und der Verlust von Flachufern. Bei Gewässerrenaturierung hingegen wird Ufererosion durchaus gezielt als Prozess eingesetzt, um ehemals begradigte Bachläufe zur Verbesserung von Habitateigenschaften umzuformen. Dabei wird z. B. durch lokales Einbringen von Totholz die Strömungsrichtung so verändert, dass Ufererosion gefördert wird.

Zur Befestigung von schützenswerten Uferbereichen können wiederum ingenieurbioökologische Maßnahmen zum Einsatz kommen. Holzgrünschwelen, Faschinen und auch Bepflanzung mit einheimischen Gehölzen können zur Hangstabilisierung, ähnlich wie auf steilen Böschungen verwendet werden. Zusätzlich kann durch die Erhöhung des Anteils von Strukturelementen im Ufersaum die Sedimentation von antransportierten Materialien gefördert werden. Die Durchwurzelung durch Baumbestand entlang der Fließgewässerränder festigt die Ufer und trägt gleichzeitig zu einem ausgeglicheneren Temperaturhaushalt der Gewässer durch Beschattung bei. Die Verwendung von Weidengeflecht beim Uferverbau geht bis ins Mittelalter zurück.

Zur Vermeidung von Gerinnebetterosion tragen alle Maßnahmen bei, die zu einer Reduktion der Fließgeschwindigkeit und damit zur Reduzierung der Transportkapazität des Abflusses führen. Mäandrierende Bäche, Totholzeinbringung oder Gefällereduzierungen sorgen für natürliche Stillwasserzonen, in denen mobilisiertes Material wieder zur Sedimentation kommt.

4.1 Schutz des Gewässers vor Offsite-Schäden

Flächenerosion und besonders auch lineare Erosionsformen stellen für Oberflächengewässer durch Eintrag von Bodenmaterial und Agrochemikalien eine Belastungsquelle dar. Am günstigsten ist es, Maßnahmen auf der Fläche zu ergreifen, um das Auftreten

von Erosion dort zu vermeiden. Zusätzlich können entlang der Gewässer Uferstreifen als Barriere gegen Sediment- und Agrochemikalieneintrag angelegt werden. Zielsetzung ist eine Versickerung des auftretenden Oberflächenabflusses und eine Sedimentation von transportiertem Material. Ihre Effektivität hängt in hohem Maße von Breite und Bewuchs des Filterstreifens und den Zuflusscharakteristika ab (MAYER et al., 2006; ZILLGENS, 2001). Die untersuchten Filterbreiten variieren zwischen <10 m und 10 bis etwa 50 m. WENGER und FOWLER (2000) empfehlen dabei eine Mindestbreite von 30 m und einen Bewuchs mit heimischem Gehölz. Neben dem Rückhalt von Sediment bewirken die Uferstreifen ebenfalls eine Reduktion der Stickstoffeinträge ins Gewässer (PARKYN, 2004; VELLIDIS et al., 2003). Die Effektivität der Filterleistung kann durch präferenziellen Fluss oder *bypass flow*, wie er durch wühlende Bodentiere entstehen kann, stark vermindert werden. Für den Sedimentrückhalt sind sowohl Grünlandstreifen als auch bewaldete Streifen zum Rückhalt geeignet. Entscheidend sind eine ausreichende Filterbreite, dessen Oberflächenrauigkeit und Infiltrationsvermögen sowie die Neigung der benachbarten Flächen (s. o.). Uferstreifen bieten ebenfalls einen temporären Schutz vor Phosphateinträgen, solange ihr Sedimentaufnahmevermögen nicht erschöpft ist. Die Effektivität des Gesamtphosphorrückhalts nimmt mit der Zeit ab und gelöstes Phosphat wird kaum zurückgehalten. Uferstreifen können bei Remobilisierung des Phosphats auch zu Belastungsquellen werden (DILLAHA et al., 1989). In allen untersuchten Fällen korrelierte das Rückhaltevermögen für Phosphor mit der Breite der Grasfilterstreifen (WENGER, 1999). Um eine Nährstoffaufnahme durch die Vegetation zu fördern, empfehlen mehrere Autoren (GROFFMAN et al., 1991; VOUGHT et al., 1994) das regelmäßige Abernten der Uferstreifen. Eine Bodenverdichtung durch Befahrung muss aber in jedem Falle vermieden werden, um eine Reduktion des Infiltrationsvermögens zu verhindern.

Für den Stickstoffrückhalt sind neben den genannten Eigenschaften auch die Bodenfeuchteverhältnisse und damit die Durchlüftungsbedingungen entscheidend. FENNESY und CRONK (1997) finden für 20–30 m breite Uferstreifen einen Nitratrückhalt von annähernd 100 %. Dabei beruht die Wirksamkeit der Filterstreifen zum einen auf der Nährstoffaufnahme der Vegetation und zum anderen auf Denitrifikation (WENGER, 1999). Voraussetzung für einen effektiven Rückhalt ist allerdings, dass Nitrat nicht am Uferstreifen vorbei durch den Grundwasserpfad in das Fließge-

wässer gelangt, sondern die Bodenpassage möglichst lange andauert und in erster Linie lateral erfolgt. Reduzierende Bedingungen fördern die Denitrifikation. Damit steuert die Überflutungshäufigkeit und -dauer erheblich das Ausmaß der Stickstoffelimination. Allerdings führt dies auch zur bevorzugten Freisetzung von Phosphat durch die Reduktion von Eisenoxiden (JORDAN et al., 1993) und zur Abschwemmung von Sediment.

Für Pflanzenschutzmittel reduzieren Gehölzufferstreifen zum einen den Eintrag über Drift durch Wind, zum anderen aber auch den Eintrag über Oberflächenabfluss. PATTY et al. (1997) fanden auch eine erhebliche Reduktion des Eintrags von Isoproturon durch Grasfilterstreifen. Die Wirksamkeit der Filterstreifen hängt in hohem Maße davon ab, ob sie in der Lage sind, den Oberflächenabfluss vollständig vom Gewässer fernzuhalten. Eine Verzögerung des Gewässereintritts erlaubt ebenfalls den Abbau zu Metaboliten oder die Sorption an Bodenpartikeln, je nach Eigenschaften und Abbaubarkeit der Pflanzenschutzmittel.

Neben der Filterwirkung kommt Uferstreifen auch eine wichtige Rolle als Lebensraum für Flora und Fauna zu (HICKEY und DURAN, 2004). Für Gehölzstreifen kommt zusätzlich eine positive Wirkung als Totholzquelle, der Uferbefestigung über Durchwurzelung und zur Regulation der Wassertemperatur durch Beschattung hinzu. Sie dienen auch als Längskorridore zur Vernetzung zwischen verschiedenen Habitaten und erleichtern damit die Ausbreitung von Arten.

5 Literatur

- AGASSI, M., M. BEN-HUR (1992): Stabilizing steep slopes with soil conditioners and plants. *Soil Technol.* 5, 249–256.
- ARNAEZ, J., T. LASANTA, P. RUIZ-FLAÑO, L. ORTIGOSA (2007): Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. *Soil Till. Res.* 93, 324–334.
- ARORA, K., S. K. MICKELSON, J. L. BAKER, D. P. TIERNEY (1993): Evaluating herbicide removal by buffer strips under natural rainfall. ASAE Paper No. 932593. ASAE, St. Joseph, MI.
- ARORA, K., S. K. MICKELSON, J. L. BAKER, D. P. TIERNEY, C. J. PETERS (1996): Herbicide retention by vegetative buffer strips from runoff under natural rainfall. *Trans. ASAE* 39, 2155–2162.
- AUERSWALD, K., P. FIENER, R. DIKAU (2009): Rates of sheet and rill erosion in Germany – a meta-analysis. *Geomorphology* 111, 182–193.
- BARFIELD, B. J., R. L. BELVINS, A. W. FOGLE, C. E. MADISON, S. INAMDAR, D. I. CAREY, V. P. EVANGELOU (1998): Water quality impacts of natural filter strips in karst areas. *Trans. ASAE* 41, 371–381.
- BATTANY, M. C., M. E. GRISMER (2000): Rainfall runoff and erosion in Napa Valley vineyards: Effects of slope, cover and surface roughness. *Hydrol. Process.* 14, 1289–1304.

- BEN-HUR, M., J. LETEY (1989): Effect of polysaccharide, clay dispersion and impact energy on water infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 233–238.
- BEN-HUR, M. (2006): Using synthetic polymers as soil conditioners to control runoff and soil loss in arid and semi-arid regions: A review. *Aust. J. Soil Sci.* 44 (3): 191–204.
- BLANCO-CANQUI, H., C. J. GANTZER, S. H. ANDERSON (2006): Performance of grass barriers and filter strips under interrill and concentrated flow. *J. Environ. Qual.* 35, 1969–1974.
- BLUME, H.-P. (HRSG.) (2004): *Handbuch des Bodenschutzes*. 3. Aufl., Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg, 914 S.
- BLUME, H.-P., R. HORN, S. THIELE-BRUHN (2010): *Handbuch des Bodenschutzes*. 4. Aufl., Wiley-VCH, Weinheim.
- BORGWARDT, S., A. GERLACH, M. KOHLER (2000): Versickerungsfähige Verkehrsflächen. Anforderungen, Einsatz und Bemessung. Springer, Berlin.
- BIGGS, J. A., T. WHITWELL, M. B. RILEY (1999): Remediation of herbicides in runoff water from container plant nurseries utilizing grassed waterways. *Weed Technol.* 12, 157–164.
- BROWN, K. R., P. S. EVANS (1973): Animal treading: A review of the work of the late D. B. Edmond. *N. Z. J. Exp. Agric.* 1, 217–226.
- BROWN, L. C., G. R. FOSTER (1987): Storm erosivity using idealized intensity distributions. *Trans. ASAE* 30, 379–386.
- BRUNN, J. A. (1997): Alternative beliefs about conservation practices and soil-productivity relationships, and long-run outlook for agriculture in southern Texas High Plains. *J. Soil Water Conserv.* 52, 368–375.
- BRUNOTTE, J. (2007): Konservierende Bodenbearbeitung als Beitrag zur Minderung von Bodenschadverdichtungen, Bodenerosion, Run off und Mykotoxinbildung im Getreide. *FAL Ber.* 305, Braunschweig.
- BRUNOTTE, J., C. H. ROTH, P. HOLLMANN, C. SOMMER (1995): Einzelbetrieblicher Nutzen-Kosten-Vergleich von Erosionsschutz durch Mulchsaatverfahren. *Landbau. Völknerode* 3, 122–134.
- BRUNOTTE, J., C. SOMMER (1995): Konservierende Bodenbearbeitung in der Praxis – Bodenschutz, Technikeinsatz und Kosten. *KTBL-Arb.papier*. 215, 9–17.
- CARTER, T., C. R. JACKSON (2007): Vegetated roofs for stormwater management at multiple spatial scales. *Landsc. Urban Plan.* 80, 84–94.
- CHEPIL, W. S., N. P. WOODRUFF (1963): The physics of wind erosion and its control. *Adv. Agron.* 15, 211–302.
- CHOW, T. L., H. W. REES, J. L. DAIGLE (1999): Effectiveness of terraces/grassed waterway systems for soil and water conservation: A field evaluation. *J. Soil Water Conserv.* 3, 577–583.
- COYNE, M. S., R. A. GILFILLAN, R. W. RHODES, R. L. BLEVINS (1995): Soil and fecal coliform trapping by grass filter strips during simulated rain. *J. Soil Water Conserv.* 50, 405–408.
- DABNEY, S. M., M. T. MOORE, M. A. LOCKE (2006): Integrated management of in-field, edge-of-field, and after-field buffers. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 42, 15–24.
- DANIELS, R. B., J. W. GILLIAM (1996): Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 246–251.
- DE BAETS, S., J. POESEN, A. KNAPEN, P. GALINDO (2007): Impact of root architecture on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow. *Earth Surf. Process. Landforms* 32, 1323–1345.
- DE GRAAFF, J., F. DUARTE, L. FLESKENS, T. DE FIGUEIREDO (2010): The future of olive groves on sloping land and ex-ante assessment of cross compliance for erosion control. *Land Use Policy* 27, 33–41.
- DILLAHA, T. A., R. B. RENEAU, S. MOSTAGHIMI, D. LEE (1989): Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Trans. ASAE* 32, 513–519.
- EGLI, T. (1996): *Hochwasserschutz und Raumplanung: Schutz vor Naturgefahren mit Instrumenten der Raumplanung, dargestellt am Beispiel von Hochwasser & Murgängen*. Hochschulverlag, Zürich.
- FABIS, J. (1995): Retentionsleistung von Uferstreifen im Mittelgebirgsraum. *Boden u. Landsch.*, Bd. 2. Diss., Univ. Gießen.
- FELDWISCH, N., U. SCHULTHEIS (1999): Verfahren zur Verminderung der Stoffausträge aus der Pflanzenproduktion – allgemeine ackerbauliche Aspekte. In: FREDE, H.-G., S. DABBERT (Hrsg.): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Ecomed, Landsberg.
- FENNESSY, M. S., J. K. CRONK (1997): The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of non-point source pollution, particularly nitrate. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 27, 285–317.
- FIENER, P., K. AUERSWALD (2007): Möglichkeiten der Abfluss- und Stofftransportkontrolle durch landwirtschaftliche Maßnahmen und ihre Kombination im Landschaftsmaßstab. In: MIEGEL, K., E.-R. TRÜBGER, H.-B. KLEEBERG (Hrsg.): *Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern*. Beitr. Tag der Hydrol. 22./23.03.2007, Univ. Rostock, 23–36.
- FIENER, P., K. AUERSWALD (2003a): Effectiveness of grassed waterways in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 32, 927–936.
- FIENER, P., K. AUERSWALD (2003b): Concepts and effects of a multi-purpose grassed waterway. *Soil Use Manag.* 19, 65–72.
- FIENER, P., K. AUERSWALD, S. WEIGAND (2005): Managing erosion and water quality in agricultural watersheds by small detention ponds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 110, 132–142.
- FIENER, P., G. GOVERS, K. VAN OOST (2008): Evaluation of a dynamic multi-class sediment transport model in a catchment under soil-conservation agriculture. *Earth Surf. Process. Landforms* 33, 1639–1660.
- FOHRER, N., J. BERKENHAGEN, J.-M. HECKER, A. RUDOLPH (1999): Changing soil and surface conditions during rainfall – single rainstorm/subsequent rainstorms. *Catena* 37 (3/4), 355–375.
- FOHRER, N., K. MOLLENHAUER, T. SCHOLTEN (2003): Bodenerosion in der Bundesrepublik Deutschland. In: INSTITUT FÜR LÄNDERKUNDE LEIPZIG (Hrsg.): *Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Themenband 2 „Relief, Boden und Wasser“*. Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg, 106–109.
- FOSTER, G. R., R. E. HIGHFILL (1983): Effect of terraces on the soil loss: USLE P factor values for terraces. *J. Soil Water Conserv.* 38, 48–51.
- FRANSEN, P. J., C. J. PHILLIPS, B. D. FAHEY (2001): Forest road erosion in New Zealand: Overview. *Earth Surf. Process. Landforms* 26, 165–174.
- FRYREAR, D. W. (1985): Soil cover and wind erosion. *Trans. ASAE* 28, 781–784.
- FUNKE, R. (1995): Quantifizierung der Winderosion auf einem Sandstandort Brandenburgs unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationswirkung. *ZALF-Ber.* 16, Müncheberg.
- FUNKE, R., H. I. REUTER (2006): Wind erosion. In: BOARDMAN, J., J. POESEN (eds.): *Soil Erosion in Europe*. Wiley, Chichester, 563–582.
- GOVERS, G. (1990): Empirical relationships for the transport capacity of overland flow. In: *Proc. Jerusalem Workshop 1987*, Univ. Jerusalem, 45–63.
- GREEN, R. S. B., P. I. A. KINNELL, J. T. WOOD (1994): Role of plant cover and stock trampling on runoff and soil erosion from semi-arid wooded rangelands. *Aust. J. Soil Res.* 32, 953–973.
- GRIL, J. J., J. P. CANLER, J. CAESOULE (1989): The benefits of permanent grass and mulching for limiting runoff and erosion in vineyards; experimentations (sic) using rainfall simulations in the Beaujolais. In: SCHWERTMANN, U., R. J. RICKSON, K. AUERSWALD (eds.): *Soil Erosion Protection Measures in Europe*. Catena Verlag, Cremlingen-Destedt, 157–166.
- GROFFMAN, P. M., E. A. AXELROD, J. L. LEMONYON, W. M. SULLIVAN (1991): Denitrification in grass and forest vegetated filter strips. *J. Environ. Qual.* 20, 671–674.
- GUJER, W. (2007): *Siedlungswasserwirtschaft*. 3. Aufl., Springer, Berlin.

- GYSSELS, G., J. POESEN, E. BOCHET, Y. LI (2005): Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: A review. *Prog. Phys. Geogr.* 29, 189–217.
- HAGEN, L. J. (1996): Crop residue effects on aerodynamic processes and wind erosion. *Theor. Appl. Climatol.* 54, 39–46.
- HAGEN, L. J., SKIDMORE, E. L. (1971): Windbreak drag as influenced by porosity. *Trans. ASAE* 14, 444–465.
- HENRY, A. C., D. A. HOSACK, C. W. JOHNSON, D. ROL, G. BENTRUP (1999): Conservation corridors in the United States: Benefits and planning guidelines. *J. Soil Water Conserv.* 54, 645–650.
- HERNÁNDEZ, A. J., C. LACASTA, J. PASTOR (2005): Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard. *Agric. Water Manag.* 77, 232–248.
- HESEL, R., A. TENGE (2008): A pragmatic approach to modelling soil and water conservation measures with a catchment scale erosion model. *Catena* 74, 119–126.
- HICKY, M. B. C., B. DORAN (2004): A review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. *Water Qual. Res. J. Can.* 39, 1201–13080.
- HOLMAN-DODDS, J. K., A. A. BRADLEY, K. W. POTTER (2003): Evaluation of hydrologic benefits of infiltration based urban storm water management. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 39, 205–215.
- HORN, R., J. VOSSBRINK, S. PETH, S. BECKER (2007): Impact of modern forest vehicles on soil physical properties. *Forest Ecol. Manag.* 248, 56–63.
- HUHN, V., T. SWIRIDJUK (1994): Modellierung des Abflussverhaltens begrünter Dächer. *Z. Stadtentwäss. Gewässerschutz* 28, 99–129.
- IMHOFF, K. (2007): Taschenbuch der Stadtentwässerung. Oldenburg, München.
- JORDAN, T. E., D. L. CORRELL, D. E. WELLER (1993): Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *J. Environ. Qual.* 22, 467–473.
- KOCHER, B., G. WESSOLEK, H. STOFFREGEN (2005): Water and heavy metal transport in roadside soils. *Pedosphere* 15, 746–753.
- KOUWEN, N., R. M. LI, D. B. SIMONS (1981): Flow resistance in vegetated waterways. *Trans. ASAE* 24, 684–690.
- LAM, Q. D., B. SCHMALZ, N. FOHRER (2011): The impact of agricultural Best Management Practices on water quality in a North German lowland catchment. *Environ. Monit. Assess.* 183 (1–4), 351–379.
- LAL, R. (1982): Effects of slope length and terracing on runoff and erosion on a tropical soil. *IAHS Publ.* 137, 23–31.
- LANE, M. C. G., J. A. GOMEZ, C. LLEWELLYN, J. M. CONTRILAS (2005): ProTerra: Soil protection for Mediterranean olives and vines through an integrated pan-European project. In: *Proc. Congr. Intl. sobre Agricult. Conservación, Córdoba*, 9.–11. Sept. 2005.
- LANG, R. D. (1979): The effect of ground cover on surface runoff from experimental plots. *J. Soil Conserv. Serv. N. S. W.* 35, 108–114.
- LEVY, G. J., M. BEN-HUR, M. AGASSI (1991): The effect of polyacrylamide on runoff, erosion and cotton yield from fields irrigated with moving sprinkler systems. *Irrigation Sci.* 12, 55–60.
- LEYS, A., G. GOVERS, K. GILLIJNS, J. POESEN (2007): Conservation tillage on loamy soils: Explaining the variability in interrill runoff and erosion reduction. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 1425–1436.
- LÓPEZ, M. V., R. GRACIA, J. L. ARRÓE (2000): Effects of reduced tillage on soil surface properties affecting wind erosion in semiarid fallow lands of Central Aragón. *Eur. J. Agron.* 12, 191–199.
- LUCE, C. H., B. C. WEMPLE (2001): Introduction to special issue on hydrologic and geomorphic effects of forest roads. *Earth Surf. Proc. Landforms* 26, 111–113.
- LYLES, L., B. E. ALLISON (1981): Equivalent wind erosion protection from selected crop residues. *Trans. ASAE* 24, 405–408.
- MAGETTE, W. L., R. B. BRINSFIELD, R. E. PALMER, J. D. WOOD (1989): Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Trans. ASAE* 32, 663–667.
- MATTHIES, D. (1999): Die Praxis braucht Leitlinien! Bodenpflegerischer Einsatz von Forstmaschinen. *KWF Ber.* 26, 52–55.
- MAYER, P. M., S. K. REYNOLDS, M. D. MCCUTCHEN, T. J. CANFIELD (2006): Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: A review of current science and regulations. EPA/600/R-05/118, U.S. Environ. Protect. Agency, Cincinnati, OH.
- MCGREGOR, K. C., J. D. GREER, G. E. GURLEY (1975): Erosion control with no-till cropping practices. *Trans. ASAE* 18, 918–920.
- MEGAHAN, W. F., M. WILSON, S. B. MONSEN (2001): Sediment production from granitic cutslopes on forest roads in Idaho, USA. *Earth Surf. Proc. Landforms* 26, 153–163.
- MOORE, I. D., G. J. BURCH (1986): Sediment transport capacity of sheet and rill flow: Application of unit stream power theory. *Water Resour. Res.* 22, 1350–1360.
- MOORE, T. R., D. B. THOMAS, R. G. BARBER (1979): The influence of grass cover on runoff and soil erosion from soils in the Machakos area, Kenya. *Tropic. Agric.* 56, 339–344.
- MUNOZ-CARPENA, R., J. E. PARSONS, J. W. GILLIAM (1999): Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *J. Hydrol.* 214, 111–129.
- NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (2004): Conservation Practice Standard – Stripcropping. USDA Rep. 585, Washington, DC.
- NORDSTROMA, K. F., S. HOTTA (2004): Wind erosion from cropland in the USA: A review of problems, solutions and prospects. *Geoderma* 121, 157–167.
- NORTON, L. D., N. P. COGO, W. C. MOLDENHAUER (1985): Effectiveness of mulch in controlling soil erosion. *Soil Conserv. Soc. Am.* 56, 598–606.
- OWENS, L. B., R. W. MALONE, D. L. HOTHEM, G. C. STARR, R. LAL (2002): Sediment carbon concentration and transport from small watersheds under various conservation tillage practices. *Soil Till. Res.* 67, 65–73.
- PARDINI, A., C. FAIELLO, F. LONGHI, S. MANCUSO, R. SNOWBALL (2002): Cover crop species and their management in vineyards and olive groves. *Adv. Hortic. Sci.* 16, 225–234.
- PARKYN, S. (2004): Review of riparian buffer zone effectiveness. *Min. Agric. & Forest. Techn. Paper No. 2004/05*, Wellington.
- PARSONS, J. E., R. D. DANIELS, J. W. GILLAM, T. A. DILLAHA (1990): Water quality impacts of vegetated filter strips and riparian areas. *ASAE Paper No. 90-2501*, ASAE, St. Joseph, MI.
- PATTY, L., B. REAL, J. J. GRIL (1997): The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pest. Sci.* 49, 243–251.
- PESANT, A. R., J. L. DIONNE, J. GENEST (1987): Soil and nutrient losses in surface runoff from conventional and no-till corn systems. *Can. J. Soil Sci.* 67, 835–843.
- RENARD, K. G., G. R. FOSTER, G. A. WEESIES, D. K. MCCOOL, D. C. YODER (1996): Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). USDA-ARS.
- RICHTER, G. (1989): Erosion control in vineyards of the Mosel-region, FRG. *Soil Technol. Ser.* 1, 149–156.
- RICHTER, G. (1998): Bodenschutz-Probleme im Steilhang-Weinbau. In: RICHTER, G. (Hrsg.): *Bodenerosion – Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. Wiss. Buchges., Darmstadt.
- ROTH, C. (1992): Die Bedeutung der Oberflächenverschlämmung für die Auslösung von Abfluß und Abtrag. *Hab.schrift, TU Berlin*.
- RUSHTON, B. T., B. M. BAHK (2001): Treatment of stormwater runoff from row crop farming in Ruskin, Florida. *Water Sci. Technol.* 44, 531–538.
- SCHACK-KIRCHNER, H. (2010): 30 Jahre Forschung zur Bodenverformung durch Forstmaschinen in Deutschland – Rückblick und Perspektiven. *FTI – Forsttechnische Informationen* 62 (9/10), 4–6.

- SCHMIDT, J., M. v. WERNER, A. MICHAEL (1999): Application of the EROSION 3D model to the CATSOP watershed, The Netherlands. *Catena* 37, 449–456.
- SCHMITT, T. J., M. G. DOSSKEY, K. D. HOAGLAND (1999): Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *J. Environ. Qual.* 28, 1479–1489.
- SCHOB, A., J. SCHMIDT, R. TENHOLTERN (2006): Derivation of site-related measures to minimise soil erosion on the watershed scale in the Saxonian loess belt using the model EROSION 3D. *Catena* 68, 153–160.
- SCHWAB, G. O., D. D. FANGMEIER, W. J. ELLIOT (1993): Soil and water management systems. 4th edn., John Wiley, New York.
- SHIPTALO, M. J., W. M. EDWARDS (1998): Runoff and erosion control with conservation tillage and reduced-input practices on cropped watersheds. *Soil Till. Res.* 46, 1–12.
- SIECKER, F., R. ADAMS, V. HUHN, A. STECKER (1996): Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung (Grundlagen, Leitfaden und Anwendungsbeispiele). Expert-V., Renningen-Malsheim.
- SIDDOWAY, F. H., W. S. CHEPIL, D. V. ARMBRUST (1965): Effect of kind, amount, and placement of residue on wind erosion control. *Trans. ASAE* 8, 327–331.
- SNELDER, D. J., R. B. BRYAN (1995): The use of rainfall simulation tests to assess the influence of vegetation density on soil loss on degraded rangelands in the Baringo district, Kenya. *Catena* 25, 105–116.
- SRIVASTAVA, P., J. M. HAMLETT, P. D. ROBILARD, R. L. DAY (2002): Watershed optimization of best management practices using AnnAGNPS and a genetic algorithm. *Water Resour. Res.* 38, 31–314.
- STALLJANN, E., S. BLOEMER (2008): Vergleichende Bewertung von Faschinen und Flechtzäunen zur Böschungssicherung im Verkehrswegebau. Straße u. Autobahn 6, 347–351.
- STECKER, A. (1995): Möglichkeiten der Regenwasserversickerung im Rahmen neuer Entwässerungskonzeptionen. *Wasser, Abwasser, Praxis* 2/95. Bertelsmann, Gütersloh.
- STEIDL, J., T. KALETTKA, V. EHLERT, J. QUAST, J. AUGUSTIN (2008): Minderung der Gewässerbelastung durch Nährstoffrückhalt aus Dränabflüssen in nachgeschalteten Reinigungsteichen. In: *Dränung: Nährstoffausträge, Flächenerfassung und Management*. Hennef (DWA), 96–102.
- STURGUL, S. J., T. C. DANIEL, D. H. MUELLER (1990): Tillage and canopy cover effects on interrill erosion from first-year alfalfa. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1733–1739.
- VAN EIMERN, J., R. KARSCHON, L. A. RAZUMOVA, G. W. ROBERTSON (1964): Windbreaks and Shelterbelts. WMO No. 147, 188 pp.
- VAN ROMPAEY, A. J. J., G. VERSTRAETEN, K. VAN OOST, G. GOVERS, J. POESEN (2001): Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surf. Process. Landforms* 26, 1221–1236.
- VELLIDIS, G., R. LOWRANCE, P. GAY, R. K. HUBBARD (2003): Nutrient transport in a restored riparian wetland. *J. Environ. Qual.* 32, 711–726.
- VERSTRAETEN, G., J. POESEN, K. GILLIJNS, G. GOVERS (2006): The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: An overestimated control measure? *Hydrol. Process.* 20, 4259–4267.
- VERSTRAETEN, G., K. VAN OOST, A. VAN ROMPAEY, J. POESEN, G. GOVERS (2002): Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. *Soil Use Manag.* 19, 386–394.
- VERSTRAETEN, G., A. VAN ROMPAEY, J. POESEN, K. VAN OOST, G. GOVERS (2003): Evaluating the impact of watershed management scenarios on changes in sediment delivery to rivers? *Hydrobiology* 494, 153–158.
- VOUGHT, L. B.-M., J. DAHL, C. L. PEDERSEN, J. O. LACOURSIÈRE (1994): Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio* 23 (6), 343–348.
- WEIGAND, S., H. DURLESSER, K. AUERSWALD (1996): Stoffverlagerung durch Oberflächenabfluß und Bodenabtrag. *FAM-Be.* 9, GSF, Neuherberg, 59–64.
- WENGER, S. J., L. FOWLER (2000): Protecting stream and river corridors: Creating effective local riparian buffer ordinances. *Carl Vinson Inst., Univ. Athens, GA.*
- WENGER, S. (1999): A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. *Office of Public Service and Outreach, Inst. Ecology, Univ. Athens, GA.*
- WESSOLEK, G., 2008: Sealing of soils. In: MARZLUFF, J. M., E. SHULENBERGER, W. ENDLICHER, M. ALBERTI, G. BRADLEY, C. RYAN, U. SIMON, C. ZUMBRUNNEN (eds.): *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction between Humans and Nature*. Springer Verlag, Berlin, Section III, 161–179.
- ZILLGENS, B. (2001): Simulation der Abflussverminderung und des Nährstoffrückhaltes in Uferstreifen. Diss., Univ. Gießen.
- ZUAZO, D. V. H., F. J. R. MARTÍNEZ, C. R. R. PLEGUEZUELO, R. A. MARTÍNEZ, C. B. RODRÍGUEZ (2006): Soil-erosion and runoff prevention by plant covers in a mountainous area (SE Spain): Implications for sustainable agriculture. *Environment* 26, 309–319.
- ZUAZO, V. H. D., C. R. R. PLEGUEZUELO (2008): Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 28, 65–86.